

Проблеми аграрної, лісової та інженерної радіоекології і питання моніторингу

УДК 631.438:631.95:631.145

ПРИНЦИПИ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ СИСТЕМИ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ В ГОСПОДАРСТВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ, ЩО ЗАЗНАЛИ ВПЛИВУ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧАЕС

П.П. Надточій

Міністерство аграрної політики України

Висвітлено питання кризового стану агропромислового комплексу радіоактивно забруднених регіонів Українського Полісся, який значною мірою обумовлений несприятливим поєднанням наслідків господарювання в умовах пострадянської системи та негативним впливом аварії на ЧАЕС.

Після аварії на ЧАЕС в наукових працях продовжує переважати принцип редукаціонізму, що сприяє подальшому розщепленню предмета дослідження (природних біосистем і агроєкосистем) на механічні складові частки. В області сільськогосподарської радіології особливої уваги вимагає передусім вивчення процесів міграції радіонуклідів у ланцюгу ґрунт-рослина-тварина та можливість пом'якшення їх негативної дії на здоров'я населення. У перші 10-15 післяаварійних років, безумовно, зазначені питання були актуальними.

На наш погляд, у наступний післяаварійний період є всі підстави керуватися протилежним принципом, а саме принципом системного (екосистемного) підходу у вирішенні агроєкологічних і радіоекологічних проблем та підвищення продуктивності агроценозів. Редукаціонізм є порушенням етики стосовно природи, що неминуче призводить до екологічної катастрофи. Властивість єдиного цілого і його функції (маємо на увазі природні екосистеми і агроєкосистеми) не зводиться до властивостей і функцій окремих його складових частин. А тому, крім вивчення окремих питань взаємодії між ґрунтом, рослиною і добривами, завдання в області агроєкології на радіоактивно забруднених територіях Полісся стоїть конкретне: навчитися управляти функціями ґрунту і процесами їх відтворення, кругообігом і балансом хімічних елементів з обов'язковим врахуванням енергетичних затрат на отримання одиниці продукції і також екологічних обмежень.

Оптимізація функціонування відповідних екосистем і вирішення різноманітного класу екологічних проблем, у тому числі і радіоекологічних, практично неможливі без застосування екологічного моделювання.

Нами запропонована загальна модель управління системою землекористування. Доведено, що процес його трансформування повинен здійснюватися на трьох рівнях: ландшафтно-регіональному, агроландшафтно-локальному і ґрунтово-екосистемному. На ландшафтно-регіональному рівні приводиться у відповідність до екологічних вимог і з урахуванням ступеня радіонуклідного забруднення співвідношення природних і сільськогосподарських угідь. У цілому на радіоактивно забруднених територіях Полісся є необхідність скорочення, як мінімум на 10-12%, площі орних угідь і розширення площ лісових насаджень, а також луків і пасовищ. Крім того, якщо ми хочемо знайти розумний шлях, тобто віддати природі значну частину роботи для знешкодження радіонуклідного забруднення, то слід і надалі залишати відповідні забруднені території і водоймища незайнятими.

В свою чергу, управління на агроландшафтно-локальному рівні зобов'язане забезпечити оптимізацію структури посівних площ у конкретному господарстві. На цьому рівні виникає потреба вживання заходів, пов'язаних з розширенням площ під багаторічні трави, проведення залуження і перезалуження забруднених радіонуклідами пасовищ, внесення підвищених норм органічних і мінеральних добрив та сапропелю. Ґрунтово-екосистемний рівень управління дозволяє турбуватися про родючість відповідного поля чи ланки сівозміни.

В умовах екологічної кризи на території Полісся із функцій ґрунту, що найбільш деформовані, а отже потребують управління, є продукційно-відтворювальна і санітарно-гігієнічна. Стійкість ґрунту до антропогенезу розглядається нами як властивість, що потребує керівної дії. Кількісною мірою стійкості при цьому є відношення зміни властивостей і функціональних параметрів до величини антропогенної дії. Управління повинне забезпечити збереження всіх трьох видів стійкості - структурно-стаціонарної, функціонально-динамічної і буферної.

Головною керуючою дією людини щодо забезпечення стійкості функціонування агроєкосистем, збільшення ємності, оптимізації їх продукційно-відтворювальної і санітарно-гігієнічної функцій є управління режимом органічної речовини, яке зводиться до регулювання її рівнів і потоків в екосистемі. Рівні - це не що інше, як сума всіх складових, що акумулюють в собі загальну кількість органічної речовини і є результативним показником впадаючих в нього темпів. Цей важливий показник повинен в умовах забруднення здійснюватися всіма засобами системи землеробства з урахуванням економічної і радіологічної ефективності, а також практичної доцільності. Екологічно доцільним є внесення на гектар сівозмінної площі не менше 15-16 т/га гною або еквівалентної кількості органічного вуглецю у вигляді інших органічних добрив.

Доведено, що одноразове внесення гною в дозі 50-80 т/га знижує забруднення врожаю с.-г. культур в 1,5-3,0 рази. Таким чином, за ротацію в семипільну сівозміну досить два рази вносити зазначену кількість органічних добрив.

Економічна ситуація в Україні в наступні п'ять років не дасть можливості у повному обсязі профінансувати заходи, спрямовані на повну реабілітацію територій, що зазнали впливу наслідків аварії на ЧАЕС (зона посиленого радіологічного контролю і зона добровільного (гарантованого) відселення), отже, отримувати "чисті" в радіаційному відношенні сільськогосподарські продукти.

Постає важливе практичне питання при організації екологічно безпечних систем землекористування: яким повинне бути оптимальне співвідношення між загальною площею землекористування і сільськогосподарськими угіддями, або ріллею. Загальний стан справ щодо зазначеного питання у деяких країнах світу і в Україні відображений в табл. 1.

Таблиця 1

Буферні властивості деяких мінералів і ґрунтотворних порід

рН водний	Показник нейтралізації, м-екв/100 г		Ступінь приведеної буферної здатності, %		СБЗк СБЗл
Високодисперсний кремнезем					
3.70	-	4,5	1,56	90,01	0.02
Кварцовий пісок					
5,96	-	0,1	5,65	7,86	0,72
Вермикуліт					
8.62	12,5	-	100	60,93	1,64
Са-монтмориллоніт					
7,95	1,2	-	79,83	66,84	1,19
Na-монтмориллоніт					
9,02	8,8	-	98,18	40,99	2,33
Маренові відклади					
5,40	-	0,5	7.42	9,48	0,76
Карбонатний лесований суглинок					
7,85	5,5	-	95,15	32,14	2,96
Карбонатний лес					
8,52	14,5	-	100	40,13	2,49
Солонцюватий лес					
8,65	9,15	-	94,11	15,43	6.01

Примітка: 1 -кислотний; 2 - лужний інтервали.

Аналізуючи агроекологічну ситуацію, що склалася в Україні і в інших країнах світу, можна дійти висновку, що значна кількість проблем викликана високим рівнем розораності території. Співвідношення між загальною площею і площею ріллі відповідних регіонів не відповідає принципу “золотого перерізу”. У цьому зв’язку В.І. Вернадський і А.С.Пресман вважали за необхідне відродити вчення Піфагора і його послідовників стосовно “золотого перерізу” і подальшого використання отриманих результатів у біологічній науці. Встановлено, що зазначений принцип відповідає не тільки за почуття краси, але і за багато просторових і часових співвідношень у живій природі. Виходячи з цього, Україна повинна мати лише 38% орних земель замість 54,13%, які ми маємо на сьогодні від загальної площі країни.

Сьогодні агроекосистеми Полісся забруднюють 4 види екологічно небезпечних речовин: стійкі, що не розкладаються (ДДТ, 2,4Д, 2,4Х); речовини, які розкладаються під впливом біологічних процесів (деякі види гербіцидів і інсектицидів); нестійкі забруднювачі, що несуть енергію (органічна речовина, елементи живлення, карбонати тощо); радіонукліди. Відповідне співвідношення зазначених речовин і надмірна їх кількість можуть спричинити струс - агроекосистеми виявляються отруєними, що призводить до різкого зменшення біологічного різноманіття та надмірного росту чисельності окремих популяцій, а отже і до зниження їх продуктивності.

При надходженні забруднюючих речовин у надлишкових кількостях має місце різке коливання видового складу біологічного різноманіття, а подальше збільшення кількості цих забруднювачів призводить до струсу - екосистема виявляється отруєною надлишком елементів живлення і джерел енергії.

Щоб запобігти зазначеним видам забруднення, як виявляється, одних тільки заборон, законів і урядових заходів недостатньо; необхідно вводити у дію також економічні і правові важелі (зменшення податків з підприємств, де завчасно передбачається знешкодження відходів).

Таблиця 2

Площа сільськогосподарських угідь у різних країнах світу

Країна	Загальна площа	Площа с.-г. угідь	Площа с.-г. угідь щодо загальної площі %	Кількість жителів, тис.чол.	Площа с.-г. угідь на 1 людину, га
	тис.га				
Австрія	8385	3700	44.1	7255	0.51
Болгарія	11078	6062	54.7	8862	0.68
Чехія	12788	6952	54.4	15312	0.45
Данія	4306	2900	67.3	5120	0.57
Франція	54400	31900	58.6	53710	0.59
Нідерланди	4116	2000	48.6	14140	0.14
Італія	30125	17600	58.4	56774	0.31
Канада	997600	68100	6.8	23564	2.89
Німеччина	35629	18582	52.2	76400	0.24
Польща	31268	19102	61.1	35578	0.53
Румунія	23750	14965	63.0	22270	0.67
Угорщина	9303	6698	74.0	10712	0.62
Англія	24400	18400	75.4	55950	0.33
США	936300	430400	46.0	219592	1.96
Україна*	60350	41800 32670**	69.3	49832	0.84 1.21***

Примітка: *) Дані станом на 1.01.2001; **) Площа ріллі; ***) Площа загальної території на 1 людину.

Вирішення питання щодо відтворення екологічно безпечних умов функціонування агроекосистем тісно пов'язане з відновленням двох інших основних функцій ґрунтового покриву - продукційно-відтворювальної і стійкості (табл.1). Критерієм оцінки зазначених функцій виступають відповідно кількість фотосинтезованої органічної речовини на відповідній

території протягом року, а також показники буферної здатності ґрунту. Показано, що стає функціонування агроєкосистем, а отже відновлення санітарно-гігієнічної функції ґрунту можливе за умови, коли кількість органічної речовини, яка повинна надходити щорічно в ґрунт у вигляді органічної біомаси, відповідає принципу “золотого перерізу” - 62% і більше від максимально можливої кількості органічної біомаси, що фотосинтезується рослинами в даних природних умовах.

Будь-яка агроєкосистема володіє інформаційними властивостями біосистем. При цьому інформація є одночасно показником природних екосистем та агроєкосистем і в той же час засобом їх організації. З кібернетичної точки зору, відміни агроєкосистем Полісся, Лісостепу і Степу України є лише в швидкості протікання інформаційних процесів. Інтенсивність останніх в агроєкосистемах Полісся більш висока, ніж в Степу.

Ціна здоров'я людей, як похідна ціни забруднення, сьогодні турбує світову спільноту, а тому планування використання землі на основі екологічних принципів і законів - вимога часу.

У своєму розвитку в природних умовах ґрунт завдяки діяльності мікроорганізмів “прагне” перетворитися на продукт, що разом з відповідною комбінацією факторів ґрунтоутворення врівноважує стає функціонування екосистем. При цьому інтегральним показником агроєкологічного стану ґрунту, що може бути виражений об'єктивними параметрами (критеріями оцінки), є кислотно-основна буферність. В сучасних умовах роль буферності пов'язана з вирішенням питання забрудненості в системі тверда фаза ґрунту-розчин-рослина. Нами раніше опубліковані методики визначення і оцінки кислотно-основної буферності. Рекомендовано також розрахунок доз вапна на радіоактивно забруднених територіях Полісся проводити за буферними властивостями ґрунту.

Таблиця 3

Буферні здатності деяких ґрунтів

Глибина відбору зразків, см	рН водний	Площа буферності, см ²		Показник нейтралізації, м-екв/100 г		Ступінь приведеної буферної здатності, %		СБСк СБСл
		1	2	1	2	1	2	
Дерново-підзолистий піщаний (Житомирська обл.)								
0-20	5.60	3.13	2.30	-	0.38	11.89	7.94	1.49
Дерновий слаборозвинутий супіщаний (Рівненська обл.)								
0-10	4.52	2.02	9.27	-	1.1	7.67	33.09	0.23
Дерново-підзолистий глеюватий супіщаний (Рівненська обл.)								
0-10	4,08	2,88	20,07	-	3,13	10.95	69,30	0,16
Сірий лісний легкосуглинковий (Чернігівська обл.)								
10-20	6.10	7.97	11.71	-	0.63	30.28	44.03	0.91
Чорнозем типовий середньосуглинковий (нескошуваний степ "Михайлівської цілини")								
0-10	7.20	17.88	18.38	0.63	-	77.07	69.87	1.03
10-20	7.25	16.22	17.27	0.50	-	61.64	65.62	0.93
20-30	7.88	25.86	13.26	5.50	-	98.86	50.38	1.96
30-40	7.90	26.08	12.68	8.20	-	99.10	48.18	2.06
40-50	7.95	26.15	12.45	10.00	-	99.39	47.30	2.10
Солонець содовий (Київська обл.)								
0-20	8.96	28.12	3.15	8.88	-	91.94	11.97	7.68
Солонець (Херсонська обл.)								
0-15	8.18	24.02	10.13	3.38	-	89.21	38.48	2.32
Солончак (Херсонська обл.)								
0-10	8.05	28.19	13.50	12.50	-	100.0	51.28	1.95

Примітка: 1 -кислотний; 2 - лужний інтервали.

Біотична складова в значній мірі впливає на буферну функцію ґрунту, що виявляється у відставанні сезонних та добових змін гідротермальних показників ґрунту від відповідних змін атмосфери, у нівелюванні різних коливань вхідних потоків речовин та енергії (врівноваження значних параметрів вологості, зниження концентрації водневих чи гідроксильних іонів у ґрунтовому розчині, адсорбції з ґрунтового розчину солей або катіонів важких металів, у тому числі і радіонуклідів).

У природних ценозах сформувався високобуферний верхній шар ґрунту з приблизно однаковими значеннями ступеня буферної здатності (СБЗ) ґрунту обох інтервалів, що зумовило близьке до одиниці значення інтегрального індексу кислотно-основної рівноваги ($K_p = \text{СБЗ}_k / \text{СБЗ}_n$). Ця величина може бути використана як додатковий критерій стійкості функціонування агроєкосистем. Чим ближчий цей показник до одиниці при порівняно високих значеннях СБЗ, тим стійкіше функціонування даної агроєкосистеми. В цілому у природних ценозах на чорноземах типових СБЗ відповідає принципу “золотого перерізу” відносно ступеня буферної здатності абсолютно буферного еталону.

Ґрунтові породи та їх мінерали, а також ґрунти (табл. 2) характеризуються різними показниками буферності, проте на відміну від сформованих на них шарів ґрунту мають, як правило, ширший діапазон варіювання K_p . За провідної ролі біологічного фактора закономірно змінювались фізико-хімічні характеристики. Наприклад, у процесі формування чорнозему типового (табл.3) знижувалась рН водної суспензії шару породи, залученої в ґрунтоутворний процес (максимально знизився показник нейтралізації ($\text{ПН} \rightarrow 0$), спостерігалось вирівнювання ступенів буферної здатності в обох інтервалах ($K_p \rightarrow 0$), зростала його сумарна буферна ємність ($\text{СБЗ}_k + \text{СБЗ}_n \rightarrow 200\%$). Формування таких умов без антропогенного вилучення органічної речовини і зв'язаних з нею біофільних елементів сприяє прояву принципу майже повної замкненості біогеохімічних циклів в окремих екосистемах біосфери (в локальних ландшафтах).

Радіоактивна речовина з великим періодом напіврозпаду, яка потрапила у навколишнє середовище, рано чи пізно в певній кількості надійде в організм людини. Оскільки наш організм із всіх живих істот володіє надто високою вразливістю до випромінювання, то на всіх етапах виробництва і споживання сільськогосподарської продукції та харчових продуктів на забруднених територіях повинен постійно проводитися їх радіаційний контроль та комплекс контрзаходів, який би враховував екологічні імперативи. Виникає також необхідність контролю рівня радіації і збереження його якомога на низькому рівні в тому мікросередовищі, де людина фактично проживає.

Зусилля, які доводиться докладати для зменшення негативних наслідків Чорнобильської катастрофи, слугують зворотним від'ємним зв'язком як елементом управління, що може попередити аналогічні аварії.

Таким чином, поставарійний період потребує докорінної зміни землекористування на радіоактивно забруднених територіях Полісся з врахуванням екологічних вимог, наявної радіоекологічної ситуації та економічних можливостей господарств.

УДК 632.118.3(582.4+582.5)

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПОГЛИНЕНИХ ДОЗ ТА ВІДДАЛЕНІ РАДІОБІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ У СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ РОСЛИН НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

І.М. Гудков,
Д.М. Гродзинський

Україна, Національний аграрний університет; Інститут клітинної біології та
генетичної інженерії НАН

Коротко розглянуто основні віддалені радіобіологічні ефекти у рослин на забруднених радіонуклідами територіях: зниження імунітету, генетичні наслідки, популяційні зміни. Обговорюється можливість адаптації рослин до умов підвищеного радіаційного впливу.

За нашого часу і в наступні роки надзвичайно великого значення набуває вивчення впливу рівнів доз, що формуються на забруднених радіонуклідами територіях, на окремі радіобіологічні ефекти, зокрема віддалені, такі як деякі морфологічні зміни, стан імунітету, стійкість до несприятливих умов середовища, генетичні наслідки, зміни в популяціях. Це стосується сфери радіобіології, яка займається ефектами малих доз. Дослідники різних шкіл не можуть дійти однієї спільної думки щодо кількісного виразу поняття малих доз у загальноприйнятих одиницях. Але, виходячи з пануючої концепції безпорогової дії іонізуючої радіації на живі організми, якої дотримується більшість радіобіологів, практично всі визнають, що ігнорувати їх не можна. Однак достатньо досконалої методології вивчення біологічної дії таких доз немає, пряма екстраполяція результатів з області більш високих доз часто-густо вважається неприпустимою. Це надзвичайно утруднює вивчення наслідків хронічної дії опромінення за малих потужностей доз на живі організми у зоні радіаційного впливу аварії, особливо у віддалені періоди.

Що стосується рослин, то навіть серед певної частини радіобіологів утворилася упереджена думка про нібито дуже високу їх радіостійкість, і цьому елементу біоценозу відводиться важлива роль лише як первинної ланки на транспортному шляху радіонуклідів трофічними ланцюжками до людини. Можливе безпосереднє ураження рослин нерідко не береться до уваги або навіть ігнорується. З одного боку вважається, що рослини можуть пристосовуватись (адаптуватись) до підвищених рівнів опромінення, а з іншого, якщо і визнається певне їх ураження, то чомусь допускається, що це не нанесе навколишньому середовищу такої шкоди, як у випадку ураження інших організмів, зокрема тварин.

Дійсно, переважна більшість видів рослин має значно вищу радіостійкість, ніж тварини, зокрема ссавці. Але й серед них є родини, наприклад, соснові, лілейні, бобові та інші, для деяких представників котрих півлетальні дози гострого опромінення рідкоіонізуючою радіацією складають лише 3-7 Гр, тобто не перевищують таку для переважної частини видів ссавців. Їх радіаційне ураження може призводити до суттєвих змін у фітоценозах і в біоценозах в цілому.

Абсолютно всі типи радіобіологічних ефектів, як соматичні – радіаційна стимуляція, морфологічні зміни, різні форми променевої хвороби, прискорення старіння, загибель, – так і генетичні, найбільш чітко виявлялись протягом першого п'ятиліття після аварії. Особливо помітна різноманітність морфологічних порушень у різних видів рослин, які проявлялись у зміні розмірів окремих органів, їх форми, порядку розташування на рослині, кольору, появи пухлин тощо, чому рослини, на відміну від тварин, “завдячують” наявності великої кількості твірних тканин – меристем. І дотепер дослідники описують ці реакції рослин на підвищений радіаційний тиск. При цьому на забруднених радіонуклідами територіях спостерігається, здавалося б, парадоксальне явище, коли радіобіологічні ефекти, що реєструються, відповідають дозам загального зовнішнього опромінення на порядок вищим ніж ті, що

вдається розрахувати чи оцінити за допомогою дозиметрів-накопичувачів дози за цих умов. Нами, зокрема, у польових дослідках з кінськими бобами, проведеними у 30-кілометровій зоні відчуження ЧАЕС (30-км зона), за доз 0,15-2,5 Гр протягом вегетаційного періоду, що були зареєстровані за допомогою термолюмінесцентних дозиметрів, відмічався такий ступінь порушень цитогенетичного та морфологічного характеру, який відповідає дозам 2-20 Гр гамма-опромінення.

Безперечно, оцінювати поглинену дозу через 10-15 років після викиду радіоактивності загалом стосовно всієї рослини немає рації. Сьогодні ця доза в усіх організмах – рослинах, тваринах, людини - на 60-95 % формується за рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів. Головною ж особливістю їх дії на живі організми є здатність, як і більшості хімічних елементів, нерівномірно, навіть вибірково, залежно від здатності включатися у метаболізм, розподілятися по тканинах і органах, утворюючи в певних місцях дуже високі дози локального опромінення. І ми на основі аналізу радіоавтографів розподілу по рослині радіоактивних речовин різної природи, в тому числі радіостронцію і радіоцезію, а також їх хімічних аналогів – радіоактивних ізотопів кальцію, калію, рубідію, неодноразово підкреслювали, що невідповідність показної дози тому ефектові, що спостерігається, є результатом концентрації певних радіонуклідів саме у меристемах, загалом у зонах росту, у генеративних органах, що формуються, де відбувається найактивніша діяльність клітин, яка вимагає для свого забезпечення великої кількості різноманітних речовин.

Це безпосередньо довів О.М.Михеев, який, вирощуючи кукурудзу та горох на забрудненому радіонуклідами чорнобильського походження ґрунті, показав, що радіостронцій в основному накопичується в зоні розтягнення кореня, а радіоцезій переважно концентрується у меристемі – 3-міліметровому його кінчику. В останньому випадку концентрація радіонукліду у цій частині кореня більш як на порядок перевищувала його кількість у решті, на підставі чого можна зробити логічний висновок про те, що поглинена меристемою за рахунок радіоцезію доза як мінімум у 10 разів вища, ніж іншими тканинами.

Ці незаперечні факти змушують дуже уважно і обережно ставитись до даних з дозиметрії, що наводяться окремими дослідниками в роботах, виконаних на забруднених радіонуклідами територіях, і взагалі до оцінки дозових навантажень на живі об'єкти, дозові залежності різних радіобіологічних ефектів, які можуть набувати несподіваного характеру і досить своєрідно трактуватись.

Є.Я.Зяблицька та ін., вивчаючи кількісний вихід клітин з абераціями хромосом у проростків озимого жита з насіння рослин, що росли у 30-км зоні на ділянках з різними рівнями сумарної щільності радіонуклідного забруднення верхнього шару ґрунту, одержали складну нелінійну дозову залежність ефекту, яка свідчить нібито про існування двох діапазонів доз, в межах яких кількість клітин з порушеннями не змінюється (при гострому опроміненні така залежність має, як правило, лінійний характер). Допускаючи можливість суттєвої похибки при оцінці поглинених рослинами доз, автори проте роблять сміливий висновок про особливості хронічної дії радіації та реалізації реакції клітин на малі дози, протягом формування котрих нібито відбувається зміна моделі генної експресії та активація індукційних систем репарації.

Взагалі, збільшення кількості клітин з абераціями хромосом в меристемних тканинах – це найчастіше використовуваний критерій оцінки радіаційного ураження рослин на забруднених радіонуклідами територіях, який успішно застосовується з перших післяаварійних до останніх років. При цьому цитогенетичному аналізу піддаються, як правило, 2-4-добові проростки, одержані в лабораторних умовах з насіння від рослин, сформованих за підвищеного радіаційного фону та радіонуклідного забруднення ґрунтів. Здавна облюбований радіобіологами тест у цих умовах виявився надзвичайно зручним та інформативним. За його допомогою В.А.Шевченко та ін., починаючи з 1986 р., вивчають у рослин один з основних віддалених ефектів іонізуючої радіації – перебіг мутаційного процесу. Одержані ними результати однозначно свідчать про те, що із збільшенням радіонуклідного забруднення території генетичний вантаж у найрізноманітніших видів рослин протягом перших 2-3 років зростав. У подальшому в наступних поколіннях частота мутацій зменшувалась, однак швидкість зниження ступеня прояву генетичних ефектів у потомстві значно відставала і продовжує відставати від темпів зниження потужності дози радіації, яка за 10 років знизилась на три порядки.

Ми з О.Д.Коломієць та Л.А.Бурденюк протягом всіх 15 генерацій досліджуємо кінетику мутаційної мінливості чотирьох генотипів озимої пшениці, що зазнали дії опромінення в межах 10-км зони. У першу вегетацію кількість рослин з морфологічними аномаліями склала 60-80 %, у другу – при самосіві досягла 60 %. Чітко відокремились сім'ї з різкими відхиленнями ознак від вихідних форм, основною з яких була стерильність колосу. У рослин, що вирощувались з цього покоління на чистому ґрунті, стерильність була у 2-3 рази меншою, але виникнення морфологічних аномалій тривало з високою частотою. Спостерігались зміни лінійних розмірів та форми рослин, окремих їх органів, кількості органів, забарвлення, ступеня кущистості тощо. Вельми важливим було встановлення тенденції до збереження рівня мутагенезу, індукованого перебуванням двох поколінь рослин в умовах хронічного опромінення. Інтенсивність його хвилеподібно змінювалась в часі, але протягом наступних років і дотепер суттєвого спаду цього процесу не спостерігалось. На 1999 рік було виділено 1345 мутантних ліній пшениці різних рівнів стабільності щодо інтенсивності розщеплення у наступних поколіннях.

Отже, генетичний вплив на рослини забрудненого радіонуклідами середовища виявився як такий, що має тривалу реалізацію у багатьох наступних поколіннях.

Досвід робіт на забруднених територіях свідчить про зниження фітоімунного потенціалу сільськогосподарських рослин, що вирощуються за цих умов, а також про зростання агресивності деяких збудників хвороб. Про це свідчать дослідження структури популяції збудника стеблової іржі злаків *Rhizinia graminis*, проведені О.П.Дмитрієвим та ін. на 11 видах культурних та дикоростучих видах рослин. Ступінь розвитку цієї хвороби у 30-км зоні дуже високий. Було виділено 22 моноізольати збудника, з котрих всі виявилися вірулентними. Причому тільки одна раса належить до широко розповсюджених, решта – рідкі, з них одна є дуже вірулентною. Ними ж було встановлено, що ураженість озимої пшениці в цих умовах борошністою россою в 2-2,5 рази вища, ніж у контрольних рослин поза зоною. Із зростанням радіонуклідного забруднення ґрунту збільшувалась також ураженість рослин бурюю іржею. Характерно, що зниження стійкості рослин до фітопатогенних грибів зберігалось при вирощуванні з насіння, сформованого в умовах забруднених ґрунтів. У озимої пшениці стійкість до борошністої роси була в 2 рази нижчою, ніж у рослин, що росли на чистому ґрунті. Зберігалася підвищена чутливість і до бурюї іржі.

Таким чином, є цілком очевидні дані про ураження систем імунітету рослин на забруднених радіонуклідами ґрунтах. Є також підстави припускати можливість прискорення появи в цих умовах нових форм фітопатогенів, рас з підвищеною вірулентністю, що мають високу швидкість міграції по популяції.

На цьому фоні дуже сумнівними стають ствердження деяких авторів про можливість підвищення життєздатності рослин, що сформувалися в умовах радіонуклідного забруднення, зокрема збільшення стійкості до додаткового опромінення іонізуючою радіацією у штучних умовах. Як правило, мова у цих роботах іде про адаптацію або її окремий випадок – радіоадаптацію. Відразу слід відзначити, що кількість таких робіт, порівняно з тими, що навпаки, демонструють підвищення радіочутливості рослин чи чутливості до інших уражуючих чинників, не дуже вже й велика, але вони привертають увагу і активно обговорюються, оскільки порушують досить актуальну проблему, біля якої знаходять підґрунтя всілякі спекуляції з соціально-економічним відтінком.

В.М. Позолотіна на підставі власних експериментів та ретельного аналізу таких робіт пояснює протилежність висновків різних авторів підвищенням генетичної та морфологічної нестабільності рослин внаслідок тривалої дії невеликих доз радіації. Результатом такої нестабільності, як стверджують О.М. Попова та ін., є зміна генетичного статусу певної радіочутливої частини ценопопуляції внаслідок її радіаційного ураження та елімінації. С.А. Дмитрієва та ін. показали, що в умовах підвищеного радіаційного тиску може відбуватись розчленування популяції рослин на радіостійку та радіочутливу фракції. Остання при додатковому опроміненні може елімінувати, але може і зберігатися, оскільки є джерелом підвищеної частоти мутацій.

Отже, збільшення радіостійкості рослин не є результатом їх адаптації до підвищених рівнів опромінення, а є наслідком добору. І говорити про можливість формування у рослин, та й взагалі у живих організмів, протягом онтогенезу в умовах підвищеного радіаційного впливу особливих механізмів радіоадаптації немає підстав. Проте теоретично не можна виключити

можливість накопичення рослинами в умовах опромінення деяких продуктів обміну, які можуть формувати певний, за відомою гіпотезою О.М.Гончаренко, "ендогенний фон радіорезистентності".

Зрештою, надзвичайно важливою є проблема збереження на забруднених радіонуклідами територіях природної автохтонної рослинності. За 15 років, що пройшли після аварії, у 30-км зоні та на інших забруднених радіонуклідами територіях видовий склад як фітоценозів, так і агроценозів суттєво змінився. Однак ці зміни в основному зумовлені змінами у характері господарювання – обмеженням сільськогосподарської діяльності аж до повного її припинення і зниженням у багато разів антропогенного впливу, перепрофілюванням господарств, скороченням площ або виключенням із сівозмін рослин, котрі накопичують велику кількість радіонуклідів (наприклад, люпину). В цих умовах навіть на дуже сильно забруднених ділянках важко встановити вплив на суцесійні процеси саме радіаційного фактора.

Але є всі підстави вважати, що у цій ситуації для фітоценозів хронічне опромінення є більш небезпечним, ніж гостре. Після гострого опромінення у наступні роки фітоценози можуть відновлюватись за рахунок репопуляційних, регенераційних, компенсаторних явищ. Хронічне ж опромінення, діючи на рослини протягом поколінь, може призводити до підсумовування певних поступових порушень у розвитку того чи іншого виду і зрештою їх випадання. Саме такі ситуації в зоні впливу аварії спостерігали О.М.Попова та ін. щодо подорожника ланцетистого, В.І.Шершунова і В.Г.Зайнуллін щодо грястиці звичайної, П.Г.Сидоренко та ін. щодо конюшини повзучої, іван-чаю, куколиці білої.

В.А.Шевченко та ін. найважливіше значення у зміні ценозів у зонах підвищеного радіаційного впливу надають генетичним ефектам. Вони вважають, що в міру зростання потужності дози зміни у ценозах, в тому числі і у фітоценозах, поступово розширюючись, захоплюють такі ефекти, як біохімічні зміни, аберації хромосом, видимі мутації, збіднення угруповання і, зрештою, як найсильніший ефект – деградація ценозу. Випадіння радіочутливих видів рослин і тварин спостерігається з потужності дози 10^{-2} Гр/добу..

Переваги такого підходу до оцінки змін у ценозах очевидні, бо реєстрація генетичних змін дозволяє оперувати тестами, наприклад, визначенням частоти клітин з абераціями хромосом, котрі набагато чутливіші за критерії соматичних ефектів.

Підсумовуючи викладене, можна дійти висновку, що зараз, час через 15 років після аварії на Чорнобильській АЕС, навіть на територіях з високими рівнями радіонуклідного забруднення не виявлено істотної загрози існуванню рослинності. Проте відзначено явні прояви віддалених радіобіологічних ефектів, які свідчать про певні радіаційні ураження рослин. Серед цих ефектів особливого значення набувають генетичні, які є причиною індукції нестабільності геному будь-якого виду з усіма впливаючими з цього наслідками: розшаруваннями популяцій, всілякими мутаціями, випадіннями окремих видів та іншими, які передбачити важко. Безсумнівно, що кумулятивні радіобіологічні явища на забруднених радіонуклідами територіях тривають і віддалені наслідки опромінення до кінця ще не реалізувались.

УДК 633.11:632.937.14/.16:632.95:539.1.04 (477.42)

БІОПРЕПАРАТИ ТА ЇХ ПОЄДНАННЯ ЗІ ЗМЕНШЕНИМИ ДОЗАМИ ПЕСТИЦИДІВ У СИСТЕМІ ЗАХИСТУ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ ВІД ШКОДОЧИННИХ ОРГАНІЗМІВ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

О.А. Дереча,
М.А. Дажук,
М.М. Ключевич,
Т.М. Тимошук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Встановлена можливість застосування для обробки посівів озимої пшениці, в умовах радіоактивного забруднення, поєднань біопрепаратів зі зменшеними дозами пестицидів для захисту її від окремої групи хвороб і зменшення накопичення у зерні цезію-137.

Застосування сучасної системи захисту рослин від шкодоочинних організмів, яка ґрунтується на багаторазових обробках посівів пестицидами, викликає руйнування природних біоценозів, зменшення їх здатності до саморегуляції, забруднення токсикантами та їх метаболітами продукції рослинництва і навколишнього середовища. В умовах радіоактивного забруднення негативна дія пестицидів на здоров'я людини посилюється дією радіоактивного випромінювання цезію-137, стронцію-90 та інших. Одним із шляхів зменшення негативного впливу пестицидів на навколишнє середовище в цих умовах є застосування біопрепаратів та їх поєднань зі зменшеними дозами фунгіцидів у системі захисту озимої пшениці.

Вивчення систем захисту озимої пшениці Миронівська-61 із застосуванням біопрепаратів та їх поєднань зі зменшеними дозами пестицидів проводилось у 1996-1999 рр. в СТОВ "Перемога" Коростенського району Житомирської області на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах з щільністю забруднення цезієм $137 \text{ } 3\text{-}5 \text{ Кі/км}^2$. Вивчались обробки посівів біопрепаратами різоплан, 0,3 л/га, біомікс 50 г/га, пестицидами – альто в дозах 0,1 і 0,2 л/га і фундазол – 0,3 і 0,6 кг/га, а також поєднаннями біопрепаратів зі зменшеними дозами пестицидів. Обробки посівів препаратами проводились на початку виходу рослин у трубку. Для боротьби з бур'янами застосовували гербіцид гранстар, 25 г/га. Розмір облікової ділянки – 50 м², повторність 3-4 разова.

Результати досліджень показують, що обробка посівів біопрепаратами позитивно впливала на стійкість озимої пшениці проти окремої групи хвороб (табл. 1). Так, ураженість рослин борошнистою росою, бурюю іржею, септоріозом і корневими гнилями під впливом біопрепаратів знижувалась відповідно на 10,5-13,0; 6,9-9,4; 15,6-17,6; 18,9-19,7%. Препарат біомікс у боротьбі з борошнистою росою, бурюю іржею, септоріозом був дещо ефективнішим за різоплан, а у боротьбі з корневими гнилями біопрепарати були рівноцінні і забезпечували найбільше зниження ураженості цією хворобою. Фунгіциди фундазол і альто у боротьбі з вищеназваними хворобами були ефективніші, ніж біопрепарати; фундазол за дією на борошністу росу, бурю іржу, кореневі гнилі не поступався альто, а на септоріоз – поступався. Зменшення дози пестицидів знижувало їх ефективність у боротьбі з хворобами. Застосування біопрепаратів у поєднанні зі зменшеними дозами пестицидів засвідчило, що їх ефективність у боротьбі з вищеназваними хворобами переважала біопрепарати і була на рівні варіантів з повними дозами пестицидів. Поєднання різоплану зі зменшеними дозами пестицидів за ефективністю у боротьбі з хворобами були майже рівноцінними з поєднаннями біоміксу зі зменшеними дозами тих же пестицидів.

Таблиця 1

Врожайність та ураженість озимої пшениці хворобами залежно від обробки посівів
біопрепаратами

№ п/п	Варіанти	Ураженість хворобами, %				Врожайність зерна, ц/га	
		борош- нистою росою	бурою іржею	септо- ріозом	кореневими гнилями	середня за 1996- 1999 рр.	до контролю +, -
1	Контроль	37,5	22,9	51,8	54,0	21,9	-
2	Різоплан, 0,3 л/га	27,0	16,0	36,2	35,1	23,6	+1,7
3	Біомікс, 50 г/га	24,5	13,5	34,2	34,3	24,1	+2,2
4	Альто, 0,2 л/га	13,5	8,3	21,7	25,7	26,0	+4,1
5	Фундазол, 0,6 кг/га	16,9	9,7	26,7	27,0	25,8	+3,9
6	Альто, 0,1 л/га	19,6	11,6	33,1	32,4	24,5	+2,6
7	Фундазол, 0,3 кг/га	22,3	13,3	34,9	34,2	24,2	+2,3
8	Різоплан, 0,3 л/га + альто, 0,1 л/га	15,3	8,5	25,9	25,1	26,8	+4,9
9	Біомікс, 50 г/га + альто, 0,1 л/га	13,6	6,7	24,0	22,6	27,4	+5,5
10	Різоплан, 0,3 л/га + фундазол, 0,3 кг/га	16,6	10,1	28,0	26,4	26,5	+4,6
11	Біомікс, 50 г/га + фундазол, 0,3 кг/га	15,3	8,6	26,1	25,1	26,9	+5,0

НІР₀₅ 1996р. – 1,0 ц/га; 1997р. – 1,4 ц/га; 1998р. – 1,7 ц/га; 1999р. – 1,4 ц/га

Обробка посівів біопрепаратами, наряду зі зниженням ураженості рослин озимої пшениці хворобами, сприяла підвищенню врожайності зерна (табл. 1). Так, урожайність зерна під впливом біопрепаратів підвищувалась на 1,7-2,2 ц/га, або на 7,7-10,0%. Препарат біомікс за дією на врожайність був дещо ефективнішим за різоплан. Фунгіциди альто і фундазол у повних дозах підвищували врожайність зерна на 3,9-4,1 ц/га, або на 15,1-18,0%. Вони за цим показником переважали біопрепарати і були між собою рівноцінні. Зменшення дози витрат пестицидів призводило до зниження врожайності зерна. Поєднання біопрепаратів зі зменшеними дозами фунгіцидів забезпечували підвищення врожайності порівняно з роздільним їх застосуванням. Ці варіанти підвищували врожайність на 4,6-5,5 ц/га, або на 21,0-25,1%. Поєднання біоміксу з половинною дозою альто забезпечували найвищу врожайність зерна. На цьому варіанті приріст урожайності зерна становив 5,5 ц/га або 25,1%.

Підвищення врожайності озимої пшениці при застосуванні біопрепаратів відбувається за рахунок збільшення кількості продуктивних стебел та озерненості колоса. На цих варіантах ці показники збільшуються відповідно на 8,5-13,0 шт/м², 1,4-2,2 шт. За впливом на вищевказані показники біомікс переважав різоплан. Пестициди альто (0,2 л/га) і фундазол (0,6 кг/га) за дією на показники структури врожаю були рівноцінні і переважали біопрепарати. Обробка посівів поєднаннями біопрепаратів зі зменшеними дозами фунгіцидів сприяла значному підвищенню цих показників порівняно з їх внесенням нарізно. На цих варіантах збільшувалась кількість продуктивних стебел на 19-25,5 шт/м², кількість зерен в колосі на 3,3-4,0 шт., маса зерна з колосу на 0,14-0,18 г. Варіант із застосуванням біоміксу зі зменшеною дозою альто забезпечував значне збільшення цих показників у порівнянні з іншими варіантами.

Дані фітоекспертизи насіння після збирання врожаю свідчать, що обробка посівів озимої пшениці біопрепаратами (різоплан, біомікс) сприяла оздоровленню насіння. Так, ураженість насіння чорним зародком, альтернаріозом і фузаріозом зменшувалась відповідно на 14,7-18,2; 7,7-13,0; 2,6-5,4%. Біомікс значно зменшував ураженість насіння чорним зародком і альтернаріозом, а різоплан – фузаріозом. Фунгіциди альто (0,2 л/га) і фундазол (0,6 кг/га) в оздоровленні насіння від хвороб були більш ефективні, ніж біопрепарати. Поєднання біопрепаратів зі зменшеними дозами пестицидів посилювали оздоровчий ефект порівняно з роздільним їх застосуванням. Варіант із застосуванням поєднання біоміксу зі зменшеними

дозами альто забезпечував найбільше зниження ураженості насіння хворобами: чорним зародком - на 28,5%, альтернаріозом - на 18,3%, фузаріозом на - 8,4%.

Визначення активності цезію-137 в зерні озимої пшениці показало, що обробка в період вегетації біопрепаратами сприяла зменшенню коефіцієнта його накопичення у зерні на 19,3-20,6%. Біопрепарати різоплан і біомікс за цим показником були рівноцінні. При застосуванні пестицидів альто (0,2 л/га) і фундазолу (0,6 кг/га) коефіцієнт накопичення цезію 137 знижувався на 6,1-18,8%. За цим показником фундазол значно переважав альто. Обробка посівів поєднаннями біопрепаратів зі зменшеними дозами фунгіцидів знижувала коефіцієнт накопичення цезію 137 на 8,5-22,5%. Поєднання різоплану зі зменшеними дозами альто і фундазолу забезпечували найбільше зниження цього показника.

Дані енергетичного аналізу доводять, що біопрепарати позитивно впливають на коефіцієнт енергетичної ефективності. Так, при застосуванні біопрепаратів одержано енергії в прирості продукції 2796,8-3619,4 МДж, а витрачено енергії на одержання приросту врожаю 513,2-546,2 МДж, коефіцієнт енергетичної ефективності при цьому становить 5,4-6,6. Фунгіциди альто (0,2 л/га) і фундазол (0,6 кг/га) забезпечують одержання значно більшої кількості енергії в прирості врожаю, ніж при застосуванні біопрепаратів. На цих варіантах одержано енергії в прирості врожаю 6416,2-6745,2 МДж, тобто створюється енергії в 9,3-9,7 рази більше, ніж її витрачається. При застосуванні поєднань біопрепаратів зі зменшеними дозами пестицидів коефіцієнт енергетичної ефективності збільшується до 10,4-11,7. Найвищим він був на варіанті, де застосовувалось поєднання біоміксу зі зменшеною дозою альто.

Отже, обробка посівів озимої пшениці Миронівська-61 в умовах радіоактивного забруднення біопрепаратами різоплан, біомікс у поєднанні зі зменшеними дозами пестицидів (альто, фундазол) підвищує стійкість її проти окремої групи хвороб на рівні пестицидів у повній дозі, збільшує врожайність зерна на 4,6-5,5 ц/га, сприяє оздоровленню насіння від хвороб, знижує коефіцієнт накопичення цезію-137 у зерні на 8,5-22,5%, підвищує коефіцієнт енергетичної ефективності до 10,4-11,7, зменшує пестицидне навантаження на навколишнє середовище.

НАГРОМАДЖЕННЯ ЦЕЗІЮ-137 ПЛОДОВИМИ КУЛЬТУРАМИ В ЗОНАХ РІЗНИХ РІВНІВ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЖИТОМИРЩИНИ

В.Г.Куян.,
В.С. Яценко

Висвітлено особливості міграції цезію-137 у насадженнях плодкових культур зон різних рівнів радіаційного забруднення Житомирщини.

У районах з різними рівнями радіаційного забруднення установлені деякі особливості нагромадження нуклідів рядом плодкових рослин як культурних, так і дикорослих; для послаблення міграції радіонуклідів пропонуються різні заходи: системи удобрення і утримання ґрунту, обрізування, утилізація гілок і скошених трав тощо (Юдинцева, 1989; Краснов, Орлов, Короткова, 1996; Нетреба, Ратошнюк, 1996; Серeda, 1998; Дрозда, Чайка, Бунтова, 1998 та ін.). Динаміка нагромадження цезію-137 в зонах різних рівнів радіаційного забруднення, залежність коефіцієнтів переходу від породних і сортових особливостей багатьох плодкових рослин ще достатньою мірою не вивчені, а тому рівні забруднення, при яких необхідно здійснювати спеціальні заходи, потребують значної конкретизації.

Дослідження проводилися в другій (щільність забруднення понад $15,0 \text{ Кі/км}^2$), третій ($5,0\text{-}15,0 \text{ Кі/км}^2$) та четвертій ($1,0\text{-}5,0 \text{ Кі/км}^2$) зонах радіаційного забруднення на території

Народицького і Коростенського районів Житомирської області; метод досліджень - біолого-експериментальний в поєднанні з лабораторним.

Об'єкти досліджень - присадибні та громадські насадження різних плодових культур у віковому періоді плодоношення, закладені переважно на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах з низькою природною родючістю (НЄ - до 25см, вміст гумусу в орному шарі - 1,2-1,5%, рН - 4,5-5, рівень забезпеченості основними елементами мінерального живлення - низький). Для аналізів відбирали зразки ґрунту з різних генетичних горизонтів, стеблових утворень рослин, листків, кореневої системи, плодів та продукції переробки останніх. Питома радіоактивність визначалась на спектрометричному аналізаторі АК-1С в абсолютно сухих зразках.

Вивчення протягом останніх трьох років (1999-2001) вертикальної міграції радіонуклідів у садах дало можливість установити певну залежність цього процесу від зональних рівнів забруднення, систем утримання ґрунту та біологічних особливостей порід і сортів. Так, у садах зони 4, де ґрунт утримувався під задернінням, незначне (129Бк/кг) забруднення простежувалось лише в дернині, у горизонті 6-10см зменшувалось у 1,5 раза, а на глибині 11-69см майже не спостерігалось. Ґрунт плодових насаджень зони 3 відрізнявся вищим рівнем забруднення, пошаровий характер якого залежав від систем його утримання (табл. 1); при дерновій системі утримання радіонукліди акумулювались в органічно-акумулятивному горизонті (залишки трав'янистої рослинності на поверхні), радіоактивність верхнього (0-10см) шару ґрунту в 3-8 разів нижча, на глибині 11-20см - в 13,2 раза, а в більш глибоких горизонтах майже не простежувалась.

Таблиця 1

Питома радіоактивність ґрунту в садах залежно від системи його утримання (за цезієм-137, Бк/кг)

Горизонти ґрунту, см	Зона 2 (понад 15,0Ки/км ²)		Зона 3 (5,0-15,0Ки/км ²)	
	Система утримання		Система утримання	
	дернова	розпушування	дернова	розпушування
H ₀	11900	-	3240	-
НЄ (0-5)	7620	1070	912	1300
НЄ (6-10)	772	1200	412	1300
НЄ (11-20)	228	1330	245	1510

При обробі ґрунту рівень забруднення майже однаковий по усій товщині орного шару. Аналогічний характер і рівень забруднення розпушеного ґрунту відмічено і в зоні відселення, тоді як при дерновій системі утримання радіоактивність органічно-акумулятивного і верхнього (0-5см) горизонтів була в 7-10 разів вищою, а нижніх (6-10 і 11-20см) - в 1,5-5 разів нижчою, що свідчить про дуже повільну вертикальну міграцію нуклідів у глибші шари ґрунту. При дерново-перегнійній і дерновій системах утримання ґрунту в садах забрудненість дернинного горизонту в 1,6 раза нижча, більш глибоких гумусно-елювіальних шарів - у 16-52 рази, ніж органічно-акумулятивного, а в ортандровому горизонті на глибині 20-25см забруднення майже відсутнє. Ці особливості вертикальної міграції нуклідів необхідно враховувати при розробленні математичних моделей (Левчук, 1996). Спостерігається значна строкатість забруднення ґрунту в межах зон та в насадженнях різних плодових культур в одній і тій же місцевості. У другій зоні (село Христинівка Народицького району) забруднення верхнього (0-5см) шару ґрунту під насадженням смородини чорної досягало 16500Бк/кг, на глибині 6-10см - 1740Бк/кг, 11-15см - 984Бк/кг, тоді як в насадженнях суниць - відповідно 935, 1100 і 959Бк/кг, що певною мірою пов'язано і з особливостями утримання ґрунту. Відомо, що вбирання і закріплення цезію-137 залежать від механічного складу ґрунту; дерново-підзолисті супіщані ґрунти вбирають і закріплюють до 98% цезію-137. Одержані дані свідчать про дещо меншу закріплювальну здатність дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів, яка не перевищує 90%.

Аналізи листків, 1 - 2-річних гілок, плодоносних утворень різних плодових рослин (яблуні, груші, сливи, вишні, горіха грецького, малини, обліпихи) та плодів яблуні домашньої (Бойкен, Кальвіль сніговий) і лісової, обліпихи жостерої, відібраних пізно восени в різних зонах забруднення, виявили в них мізерні кількості нуклідів - менше 15 Бк/кг незалежно від

рівня забруднення ґрунту. Плоди яблуні лісової, зібрані з поверхні ґрунту в зоні відселення, де вони знаходились після опадання понад 2 тижні, мали такий же незначний (менше 15Бк/кг) рівень забруднення, як і плоди зимових сортів яблуні, зірвані з дерева.

Нагромадження цезію-137 в рослинах пов'язують з вмістом його в ґрунтах через емпіричні за своєю суттю коефіцієнти переходу (КП). Дослідженнями встановлена певна залежність величини КП в плодах знімальної і споживчої стиглостей від рівнів забруднення ґрунту, біологічних особливостей порід і сортів (табл. 2). Ця залежність в межах сортименту простежується і в умовах однакового рівня забруднення – плоди літніх сортів (Папіровка) менше нагромаджували цезій-137 і відрізнялись нижчими величинами КП порівняно з осінніми (Антонівка звичайна) і зимовими (Ренет Симиренка). Сорти одного терміну досягання також характеризуються різною інтенсивністю міграції в них нуклідів – в місцевості з високим рівнем забруднення осінній сорт яблуні Пепін шафранний на насіннєвий підщепі відрізнявся від Антонівки звичайної відчутно меншим нагромадженням і коефіцієнтом переходу цезію-137. Спостерігалась і значна різниця інтенсивності міграції нуклідів у плоди між породами; свіжі плоди сливи і груші на ґрунті з питомою радіоактивністю 1987Бк/кг нагромаджували незначну кількість цезію-137 (37,6 і 38Бк/кг), але коефіцієнти переходу були в 1,5-2 більшими, ніж у яблуні із зони забруднення до 100Кі/км², де плоди її мали у 3-4 рази вищу радіоактивність. Порівняно інтенсивною міграцією відрізнялись суниці, хоч забруднення ягід було дуже незначним. Варіювання інтенсивності міграції нуклідів із ґрунту в плоди різних порід і сортів зумовлюється не лише архітектонікою кореневих систем, але і значною мірою анатомо-морфологічними особливостями стеблових утворень, особливостями процесів метаболізму.

Таблиця 2

Міграція цезію-137 в плоди залежно від рівнів забруднення ґрунту, біологічних особливостей плодових порід і сортів

Порода	Сорт	Питома радіоактивність, Бк/кг			Коефіцієнти переходу	
		у ґрунті	у плодах		свіжі плоди	суха речовина
			свіжих	сухий речовині		
Зона 3 (7,0Кі/км ²)						
Яблуня	Папіровка	1030	<15	37,1	0,017	0,121
Яблуня	Ренет Симиренка	1030	<15	42,3	0,019	0,137
Груша	Лимонка	1030	<15	26,4	0,013	0,087
Груша	Бере Жіфар	1030	<15	26,0	0,013	0,086
Зона відселення – 2 (8,0-16,0Кі/км ²)						
Яблуня	Папіровка	1978	<15	15,1	0,0034	0,025
Яблуня	Антонівка звичайна	1978	<15	17,9	0,0042	0,027
Груша	Лимонка	1978	38,0	237,0	0,064	0,347
Слива	Угорка звичайна	1978	37,6	195,5	0,062	0,315
Суниці	Коралова	1978	<15	95,7	0,029	0,302
Порічки	Голландські червоні	1978	<15	46,8	0,0086	0,083
Зона відселення – 2 (до 100,0Кі/км ²)						
Яблуня	Антонівка звичайна	12500	155,4	932,0	0,041	0,251
Яблуня	Пепін шафранний	12500	120,4	782,4	0,032	0,208

Опосередкованим підтвердженням цього є установлені дослідженнями різні рівні радіаційного забруднення кореневих систем, стеблових утворень і плодів. Так, при радіоактивності ґрунту 998Бк/кг коренева система суниць акумулювала 319Бк/кг, багаторічні вузлуваті ріжки – 231, листки – 50, ягоди – 87Бк/кг; коренева система порічок нагромаджувала 188Бк/кг при забрудненні ґрунту 1987Бк/кг і коефіцієнті переходу 0,1, тоді як радіоактивність свіжих ягід не перевищувала 15Бк/кг, а коефіцієнт переходу – 0,0086.

Радіологічний контроль продукції переробки плодів (сік і варення суниць, сік вишні й порічок, компот сливи, сушені плоди яблуні) показав, що вона практично не забруднена цезієм-137.

Таким чином, міграція цезію-137 із ґрунту в плоді рослини залежить від біологічних особливостей порід і сортів. Забруднення плодів ряду плодових культур (яблуня, груша, слива, суниця, порічки) не спостерігається в місцевостях зони відселення з радіоактивністю 8-16 Кі/км², у місцевостях із забрудненням до 100Кі/км² питома радіоактивність плодів яблуні, залежно від сорту, у 1,5-2 рази вища допустимого рівня. Продукція переробки плодів із зони відселення практично не забруднена цезієм-137.

Література

1. Дрозда В.Ф., Чайка В.М., Бунтова Є.Г. Чорнобильський сад // Захист рослин.-1998. -№9.-С.20-21.
2. Краснов В.П., Орлов А.А., Короткова Е.З. Коэффициенты перехода цезия-137 в системе "почва – фитомаса черники" в различных экологических условиях // Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии – десять лет спустя после аварии на ЧАЭС.-Житомир, 1996.-С.60-63.
3. Левчук С.Е. Изучение вертикальной миграции радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах Украинского Полесья // Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии – десять лет спустя после аварии на ЧАЭС.-Житомир, 1996.-С.7-8.
4. Нетребя А.Г., Ратошнюк О.Г. Пути снижения поступления радионуклидов в плодовую продукцию // Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии – десять лет спустя после аварии на ЧАЭС.-Житомир, 1996.-С.168-170.
5. Юдинцева Е.В. Снижение содержания радиоактивных веществ в продукции растениеводства (рекомендации).-М.:Агропромиздат, 1989.-38с.

ПРОБЛЕМА ЗМЕНШЕННЯ ШКІДЛИВОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ВІД АВТОТРАКТОРНИХ ДВИГУНІВ В ПІВНІЧНІЙ ЗОНІ УКРАЇНИ

**Л.В. Лось,
М.І. Шмалюк,
В.А. Вознюков**

Державна Агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, Агротехнічний коледж, м. Житомир

Одним із шляхів вирішення проблеми зменшення шкідливого технонавантаження на біоценози і суспільство є конструювання екологічно безпечного автотракторного двигуна. Розглядається питання розробки сучасного газогенераторного двигуна на місцевих видах палива (дрова, буре вугілля, торф, солома, горючі відходи), що допоможе також зменшити енергетичний тиск на економіку України за рахунок скорочення імпорту нафти.

Найбільшими забруднювачами повітря в Україні є транспортні засоби з двигунами внутрішнього згорання. Наприклад, в Житомирській області протягом 1999 року 80% всіх шкідливих викидів в атмосферу припадало на автомобілі й інший самохідний бензиновий та дизельний транспорт. Ця екологічна проблема переплітається з проблемою дефіциту власних енергоносіїв в Україні.

Ситуація може бути поліпшена тільки шляхом мобілізації внутрішніх резервів і розробки нових технічних рішень. Одним із економічно ефективних шляхів вирішення проблем енергоносіїв та впливу їх на навколишнє середовище є заміна імпоротної нафти,

бензину і дизельного пального в двигунах автотранспорту на місцеві види палива: дрова, вугілля, торф, солом, лузгу тощо.

У світовому енергетичному балансі нафта займає 38%, а поклади її становлять 0,1% загальних паливно-енергетичних ресурсів Землі. Деревина в районах Полісся України, Карпат та вугілля Донецького басейну сьогодні можуть конкурувати за вартістю з нафтопродуктами, особливо при використанні різних видів палива для отримання газогенераторного газу. Це можливо при використанні сучасних контролюючих приладів та регулюючої автоматики.

В Україні в даний період досягнуто високого рівня конструювання, що дозволяє створити газогенераторний двигун, який споживає місцеві види палива, має відповідний технічний сервіс, закладений в конструкцію, і необхідну комфортність для водія. Сьогодні фактор відносної дешевизни деревного палива, особливо на Півночі України, сприяє розвитку газогенераторних двигунів.

Автори підготували проект модернізованого бортового автомобіля типу ГАЗ-53, який дозволяє створити екологічно вигідну автомашину.

Газогенераторні автотранспортні двигуни мають повчальну історію створення і експлуатації, яка заслуговує вивчення й сприйняття як керівництво до дії для відтворення двигунів внутрішнього згорання. Перші дослідні конструкції газогенераторних автомобілів з'явилися в 1926-1928 роках. Серійний випуск газогенераторних установок для тракторів і автомобілів розпочався в 1936-1938 роках. На газогенератори були переведені всі машини на лісозаготівлях, а також значна частина тракторного і автомобільного парку сільського господарства. В 1941 році країна займала перше місце в світі за кількістю газогенераторних автомобілів. При гострому дефіциті рідкого палива для потреб автомобільного транспорту вони широко застосовувались в період Великої Вітчизняної війни 1941-45 років.

У післявоєнний період при значному здешевленні бензину газогенераторні двигуни були зняті з виробництва й експлуатації. Не останню роль в цьому відіграли фактори незручного та важкого обслуговування механізмів автомобіля та недоліки його конструкції.

Бензиновий двигун внутрішнього згорання на 1 км шляху викидає у навколишнє середовище близько 70 г окису вуглецю, 25 г окису азоту, а також окис свинцю, оцтовий альдегід, бензол, ацетилен, бенз-х-пірен, бенз-х-отрофен і ще близько 190 речовин, шкідливих для живих організмів. При згоранні нафтопродуктів утворюється набагато більше токсичних речовин, ніж при згоранні деревини. Газогенераторний газ після відпрацювання в циліндрах двигуна внутрішнього згорання не містить стільки токсичних речовин. Окис вуглецю та вуглеводню, які не повністю окислились в циліндрах, доокислюються при додаванні повітря в гарячі вихлопні гази і перетворюються у вуглекислий газ. Азот при високій температурі в циліндрах втрачає нейтральність і вступає в хімічні реакції. Зниження температури в циліндрах досягається поверненням частини вихлопних газів для доокислення. Окиси, що залишилися, відновлюються до чистого азоту при використанні дешевого каталізатора і свіжого повітря. Для зниження токсичності і постійного контролю за токсичністю вихлопних газів на різних режимах роботи двигуна передбачається встановлення доопалювача токсичних сполук у вихлопній трубі з датчиком та механізмом керування вмісту кисню. Це дає змогу позбавитись токсичності їх на 90-95 %.

Поява нових конструкцій і матеріалів, електронічних регуляторів дає змогу зробити істотний крок вперед щодо удосконалення газогенераторних автодвигунів, надати їм сучасну комфортність та зменшити затрати на паливо в середньому у два рази.

Автори виконали попередні дослідження, в результаті яких встановили ряд перспективних рішень для покращання роботи газогенераторних двигунів.

Прослідковуються такі основні напрями використання автомобіля, що створюється, і газогенераторних двигунів зокрема:

- спалювання деревини підвищує рівень радіаційного забруднення в зонах, що постраждали від катастрофи на ЧАЕС. Газогенераторна установка дозволяє уникнути забруднення атмосфери й оточуючого середовища при збиранні та ізолюванні золи;

- при упорядкованому збиранні відходів житлово-експлуатаційними конторами міста автомобіль буде дуже корисним для спалювання та утилізації сухого сміття.

Проблеми забруднення довкілля від двигунів автомобілів або іншої транспортної техніки раніше ніколи не стояли так гостро, як сьогодні. На початку третього тисячоліття

потрібно використати сучасні технічні матеріали, автоматику та інші наукові досягнення і знизити до мінімуму забруднення навколишнього середовища двигунами внутрішнього згорання.

Запропоновані авторами заходи доводять перспективність застосування газогенераторів і можливість використання дешевих видів палива та покращання показників роботи двигунів. Є всі підстави стверджувати, що при сприятливих обставинах найближчим часом буде створена дослідна модель вантажного автомобіля з екологічно чистим газогенераторним двигуном.

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ ЗЕРНОВИМИ КОЛОСОВИМИ КУЛЬТУРАМИ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД ВИДОВИХ І СОРТОВИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ

А.А. Майстер,
О.А. Дереча,
В.С. Бистрицький,
В.П. Фещенко,
М.А. Дажук,
О.А. Майстер,
Т.М. Тимошук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

За результатами проведених досліджень встановлено, що розміри накопичення радіоцезію зерновими колосовими культурами в значній мірі залежать від їх видових і сортових особливостей, типу ґрунтів та використання біопрепаратів.

Питання радіоекологічної безпеки в умовах зони Полісся України стоїть особливо гостро, тому що для неї типові дерново-підзолисті ґрунти, легкі за механічним складом, з низьким вмістом гумусу, кислою реакцією ґрунтового розчину, низькою абсорбційною здатністю, періодичне перезволоження, що в комплексі сприяє високій міграції радіоактивних ізотопів і високій вірогідності проникнення радіонуклідів у зерно продовольчих культур.

Одним із простих і економічно вигідних прийомів для зниження рівня забруднення радіонуклідами врожаю сільськогосподарських культур є розширення посівних площ під окремі види і сорти рослин, що відрізняються низьким коефіцієнтом накопичення радіонуклідів.

Метою наукових досліджень стало вивчення впливу ґрунтів та різних сортів озимих і ярих зернових культур на накопичення радіоцезію зерном.

Дослідження проводили (1990-1995 рр.) на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті з агрохімічною характеристикою орного шару: гумус - 1-1,2%, загальний азот - 0,06-0,8%, рН сольове - 4,3-5,1%, гідролітична кислотність - 1,1-1,5 мг/екв на 100 г ґрунту, забезпеченість елементами живлення середня - 8,9-12,5 рухомих форм фосфору, 14,2-17,5 мг/екв калію на 100г ґрунту. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами становить 5,8 Ки/км кв. Ці ж культури з певним набором сортів висівали на торфово-болотяних ґрунтах, на яких до і після Чорнобильської аварії ніякі роботи, пов'язані з обробітком ґрунту та внесенням добрив, не проводились. Вміст рухомого фосфору становив 1,4, обмінного калію - 2,2 мг/екв на 100 г ґрунту, рН сольове - 5,6. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту становить 4,6 Ки/км кв.

Таблиця 1

Врожай і активність радіоцезію в зерні і соломі озимої пшениці, жита, ярого ячменю та
вівса

№ п/п	Сорт	Урожай, ц/га	137Cs, Бк/кг	Коефіцієнт накопичення	Активність 137Cs в соломі, Бк/кг	КН
Озима пшениця						
1	Миронівська остиста	60,6	5,32	0,012	27,2	0,129
2	Білоцерківська	48,5	22,4	0,053	20,2	0,096
3	Миронівська напівостиста	61,2	34,2	0,081	32,8	0,156
4	Одеська-130	55,8	28,7	0,068	27,5	0,131
5	Миронівська-25	38,2	7,8	0,018	6,8	0,032
6	Миронівська-40	50,9	8,4	0,019	14,4	0,068
7	Миронівська-62	50,3	21,0	0,049	22,8	0,108
8	Миронівська "Елер"	52,0	5,0	-	-	-
9	Лютесценс	60,6	7,0	-	-	-
Озиме жито						
1	Київське 86	60,5	1,987	0,0038		
2	Кустро	48,3	1,639	0,0031		
3	Джальмах корн	56,0	2,272	0,0043		
4	Струна	49,0	2,240	0,0046		
5	Гетера-4	54,6	3,012	0,0057		
6	Ніка	58,4	1,950	0,0037		
7	Борьба	48,2	1,923	0,0036		
8	Харківське-88	57,4	1,756	0,0033		
Ярий ячмінь						
1	Роланд	28,7	10,8	0,25	26,6	0,063
2	Дружба	39,2	7,4	0,17	10,6	0,025
3	Одеський-115	36,1	8,6	0,20	11,3	0,026
4	Носівський-9	18,7	1,1	0,002	18,6	0,044
5	Кобзар	39,6	8,4	0,019	21,6	0,051
6	Березинський	38,7	5,2	0,012	20,0	0,047
7	Фліка	42,8	4,1	0,09	14,0	0,033
8	Подільський	37,5	4,9	0,011	15,2	0,036
9	Мікроз	34,7	4,1	0,017	18,8	0,044
Овес						
1	Скаун	53,5	20,8	0,49	14,0	0,033
2	Мирний	41,6	38,1	0,090	18,0	0,042
3	Чернігівський-83	35,5	17,9	0,042	24,9	0,059
4	Буч	56,6	16,3	0,038	23,3	0,055
5	Айдас	20,8	17,8	0,042	32,2	0,076
6	Лива	15,5	27,6	0,065	29,9	0,070
7	Іртиш	31,9	10,0	-	-	-

Крім того, на посівах озимої пшениці в зоні радіоактивного забруднення на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах проводились дослідження щодо ефективності біопрепаратів (різоагрін, флавобактерин, агрофіл, мізорін, різоплан і агат 25) на стійкість рослин проти окремих груп хвороб та забруднення зерна радіоцезієм. Біопрепарати застосовували для передпосівної обробки насіння та в період вегетації рослин.

Попередник під озиму пшеницю – багаторічні трави, під ячмінь і овес – картопля. Площа посівної ділянки - 40 м², облікової - 25 м².

Згідно з методикою Укргідромету на спектроаналізаторах АМ-А-02 Ф-1 визначали вміст радіонуклідів в основній та побічній продукції зернових культур.

Агротехніка вирощування зернових культур загальноприйнята для зони Полісся.

За результатами проведених досліджень встановлено, що на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах серед досліджуваних культур найбільшим накопиченням радіоцезію відзначається овес, середній вміст радіоцезію становить 21 Бк/кг. За ним іде озима пшениця - середній вміст радіоцезію 17 Бк/кг. Накопичення цезію у ячмені ярого сягало 7 Бк/кг зерна. Найменшим накопиченням цезію - 2 Бк/кг зерна - відзначається озиме жито.

Найбільш урожайний сорт озимої пшениці Миронівська напівінтенсивна (при урожаї зерна 61,2 ц/га з середнім вмістом білка 14,7%) характеризується одночасною і найбільшою можливістю накопичувати радіоцезій-34 Бк/кг. Найкращим сортом озимої пшениці, що дає високий урожай при мінімальному забрудненні, Миронівська "Елер", яка накопичує цезію 5 Бк/кг, Лютеценс - 1426 - 60,6 ц/га, вміст білка - 14,3%, накопичення цезію - 7 Бк/кг, Миронівська 40 - 50,9 ц/га, 13,9%, 8 Бк/кг (табл.1).

Слід відмітити, що сорти озимого жита Кустро, Харківське - 88, Борьба, Ніка за рівнем забруднення мали однакову питому активність (2 - 3 Бк/кг).

Серед досліджуваних сортів вівса максимальне накопичення характерне для районованого сорту Мирний - до 38 Бк/кг, урожайність 41,6 ц/га, мінімальне - сорт Іртиш-10 Бк/кг, (31,9 ц/кг), найбільш урожайні сорти Буг (56,6 ц/га), Скакун (53,5 ц/га) характеризуються середнім вмістом накопичення цезію-137 - відповідно 16 і 21 Бк/кг зерна. Враховуючи те, що сорт Скакун більш стійкий до вилягання, його слід визнати найоптимальнішим для культивування на радіоактивно забруднених землях зони Полісся.

Щодо ячменю ситуація склалась інакше: при урожайності 42,8 ц/га сорт Фліка одночасно відрізняється і найменшим накопиченням радіоцезію - 4 Бк/кг, а найменш урожайний (28,7 ц/га) сорт Роланд виявився і найбільш забрудненим - 11 Бк/кг зерна у сорту Дружба при урожайності 39,2 ц/га накопичення цезію-137 становило 7 Бк/кг зерна.

На торфово-болотяних ґрунтах серед досліджуваних культур найбільше накопичення радіоцезію відмічено в зерні озимого жита, потім іде озима пшениця, овес і найменше в ячмені.

Внесення фосфорно-калійних добрив в нормі $P_{120}K_{120}$ в середньому знижує забрудненість зерна озимого жита на 90-93 Бк/кг, озимої пшениці - 11-42 Бк/кг, ячменю та вівса - 4-6 Бк/кг.

Серед сортів озимого жита короткостебельний, стійкий до вилягання сорт Ніка з середньою врожайністю 28,8 ц/га на неудобреному фоні мав найнижчу забрудненість радіоцезієм - від 0,7 до 52,9 Бк/кг порівняно з іншими сортами, що вивчалися. Внесення мінеральних добрив збільшувало врожай зерна на 31,7 ц/га, разом з тим забрудненість зменшувалась на 71 Бк/кг.

Із встановлених закономірностей надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини виходять основні принципи практичних заходів, спрямованих на зниження рівня забруднення рослинницької продукції.

Наприклад, розширення посівних площ під окремі сільськогосподарські культури і сорти, які відрізняються більш низьким рівнем накопичення радіонуклідів, може бути одним із найпростіших і економічно вигідних прийомів для зниження рівня забруднення урожаю.

Озимі зернові культури (пшениця, жито), як правило, накопичують в 2-2,5 рази менше ^{137}Cs , ніж ярі зернові культури (овес, ячмінь). Тому розширення посівних площ під озимі культури і зменшення посівів ярих культур в деякій мірі можуть знизити рівень забруднення врожаю в цілому.

Правильне співвідношення ранньостиглих і пізньостиглих сортів сприяє одержанню врожаю з нижчим рівнем забруднення. Пізньостиглі сорти звичайно накопичують в 1,5-2 рази менше радіонуклідів на одиницю маси, ніж ранньостиглі.

Дослідам щодо застосування біопрепаратів на посівах озимої пшениці в умовах радіоактивного забруднення встановлено, що проведення передпосівного обробітку насіння біопрепаратами позитивно впливає на стійкість озимої пшениці проти групи хвороб. Так, ураженість рослин борошнистою россою, бурою іржею, септоріозом, кореневими гнилями під впливом біопрепаратів знижувалась відповідно на 11,7-15,5; 4,6-7,1; 14,9-18,2; 23,9-26,8%. Врожайність при цьому підвищувалась на 3,1-4,8 ц/га, або на 12,5-19,4%.

При обробці озимої пшениці біопрепаратами в період вегетації також спостерігається підвищення стійкості рослин проти хвороб. Наприклад, ураженість рослин борошнистою россою, бурою іржею, септоріозом і кореневими гнилями знижувалась відповідно на 17,6-18,9;

6,4-7,4; 14,6-16,7; 24,0-24,7%. Врожайність при цьому підвищувалась на 3,7-4,6 ц/га, або 14,7-18,2%. Біопрепарати за ефективністю в боротьбі з хворобами були близькими. Обробка посівів біопрепаратами знижувала забрудненість зерна радіоцезієм на 4,1-8,5 Бк/кг, або 18,0-37,4%.

На основі проведених досліджень з урахуванням коефіцієнтів накопичення радіоцезію, стійкості до вилягання і якісних показників зерна в залежності від видових і сортових особливостей зернових культур, типу ґрунтів дає можливість рекомендувати ті чи інші культури та сорти для вирощування в зоні радіоактивного забруднення.

Використання біопрепаратів для передпосівної обробки насіння і посівів озимої пшениці в зоні радіоактивного забруднення підвищує стійкість рослин проти окремих груп хвороб, підвищує врожайність, знижує забруднення зерна радіоцезієм і дає можливість скоротити використання пестицидів.

ПРОБЛЕМИ ЗАГОТІВЛІ ЛІКАРСЬКОЇ СИРОВИНИ В ЖИТОМИРСЬКОМУ ПОЛІССІ

С.Л. Рибальченко

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Серед першочергових завдань ресурсознавських досліджень є розробка основ раціонального використання запасів лікарської сировини, зокрема в умовах радіоактивного забруднення Полісся Житомирщини.

Фітотерапія - лікування лікарськими рослинами і препаратами з них - один з найдревніших, але не застарілих способів лікування. Дані про використання людиною цілющих властивостей рослин знайдені в найдавніших писемних пам'ятках людської культури, що належать державі Шумер, яка існувала на території сучасного Іраку за 6000р. до н.е. Без сумніву лікарські рослини використовувались задовго до цього, відомості про них передавались з покоління до покоління (Полуденный и др., 1979).

Перевага природних лікарських засобів, одержаних з рослинної сировини, порівняно з синтетичними лікарськими препаратами полягає в тому, що вони діють на організм комплексно за допомогою біологічно активних речовин. Для лікування потрібно, аби у його процесі не зазнали негативного впливу функціональні органи та системи живої істоти. І саме таку різнобічну і комплексну дію мають ліки з цілющих рослин, їх раціонально обрані суміші, що застосовуються як для профілактики, так і для лікування хвороб.

Дія препаратів багатьох лікарських рослин поступова, м'яка, фізіологічна. Вона не призводить до негативних змін в організмі, а навпаки, сприяє вирівнюванню, нормалізації життєво важливих процесів, забезпечує організм вітамінами, мінеральними солями, амінокислотами, підтримує на оптимальному рівні обмін речовин (Мамчур, 1993; Товстуха, 1995). У цьому багатоплановому впливі лікарських рослин на живий організм і полягає їх значення як невичерпного джерела у збереженні здоров'я і сили людей різного віку.

Крім того, перевага фітопрепаратів, порівняно з синтетичними лікарськими засобами, полягає в тому, що вони володіють більш широким діапазоном терапевтичних доз, часто виявляють політерапевтичну дію, містять комплекс діючих речовин (Носаль, 1992), які добре переносяться хворими. Ці препарати багаті компонентами, які сприяють всмоктуванню в перетравному тракті біологічно активних речовин, забезпечують життєвість клітинної протоплазми, зв'язок клітин з медіаторами нервової системи, підсилюють ферментативну активність. Вони покращують проникність і еластичність тканин, сприяють виведенню токсичних речовин з організму (Зинченко, Стахив, Мякушко и др., 1990; Мамчур, 1993).

В медицині все більше значення приділяється проблемі створення препаратів, які сприяють здоров'ю людини, тобто високій функціональній активності механізмів саморегуляції, що забезпечують оптимальну життєдіяльність організму в конкретних умовах (Зинченко, Стахив, Мякушко и др., 1990; Мамчур, 1993). Біологічно активні речовини містяться в рослинах у певних співвідношеннях, що виробилися в процесі еволюції. Лікувальний ефект дає весь комплекс речовин, тоді як окремі його сполуки ефективно не діють (Мамчур, 1993; Романшак, Геркіял, Гаврилюк, 2000). Переваги лікарських рослин, порівняно із синтетичними засобами, - слабка токсичність, загальнотонізуюча дія, відсутність побічних негативних явищ.

У вітчизняній науковій медицині активно використовується 50-80 видів лікарських рослин (Івашин и др., 1985; Козьяков и др., 1991), що ростуть на території України. До недавнього часу промислова заготівля лікарської сировини здійснювалась в усіх областях України, найбільша її кількість заготовлялась в Поліссі, зокрема в Житомирській області.

За останні 25-30 років кількість дикоростучих видів рослин, особливо лікарських, скоротилась майже на 20%. За даними Чопика В.І. (1972), в Україні 5% дикої флори знаходиться на межі зникнення. Це відбувається в основному через антропогенний тиск, який все глибше проникає в природні екосистеми. Із загального складу природної флори України вже близько 900 видів рослин потребують охорони.

На думку Яблокова А.В. (1983), Юрцева Б.А. (1991), проблема біологічної різноманітності за останні роки стала однією з ключових проблем глобальної екології. До одних з найбільш вразливих екосистем належать популяції сировинних рослин. Як зазначає Куваєв В.Б. (1989), альтернативою вилученню з використання видів лікарських рослин, чисельність і ареал поширення яких скорочується, є розробка шляхів їх збереження в ході розумної експлуатації. Це обумовлює серед першочергових завдань ресурсознавських досліджень розробку основ раціонального використання запасів лікарської сировини з метою їх безвиснажливої заготівлі.

Враховуючи, що дикоростучі лікарські трави - досить цінна сировина для одержання багатьох ефективних ліків, за останні 20 років потреба в лікарських рослинах зросла більш ніж на 25% (Рахимов, 1997).

В той же час наростаюча урбанізація і сільськогосподарське освоєння територій скоротили площі рослинних угруповань і, як наслідок, запаси сировини тих видів, які в силу ряду причин не можна було замінити продуктами синтезу, в першу чергу харчових і лікарських рослин.

У зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС заборонена заготівля лікарської сировини в радіоактивно забруднених районах. Це близько 50% площі Житомирської області (Мартенюк, 1996), що становить переважну більшість території Житомирського Полісся. Через інтенсивне ведення сільськогосподарського виробництва і лісозаготівлі в інших регіонах (чистих від радіоактивного забруднення) масиви лікарських рослин знищуються, їх ресурси скорочуються і будуть скорочуватись у майбутньому (Чудновська, 1995).

В результаті експедиційних обстежень, що проводяться нами, виявлено, що в зоні радіоактивного забруднення Полісся Житомирщини спостерігається значне збільшення запасів окремих видів дикоростучих лікарських рослин. До них слід віднести: деревій тисячолістий, шавель кінський, подорожник великий, звіробій перфорований та інші. Відомо, що вони широко використовуються при захворюваннях шлунково-кишкового тракту, дихальних шляхів як відхаркувальні та в'яжучі засоби тощо.

Як свідчать результати проведених досліджень (Берлач, 1997), проживання сільського населення на забрудненій території можливе й доцільне в разі безпечного для здоров'я виробництва продукції, придатної для харчування, забезпечення насінням і одержання сировини для промисловості. В результаті проведених соціологічних досліджень встановлено, що 58% населення забрудненого регіону не бажає залишати місце свого постійного проживання, навіть за умови надання житла в екологічно чистій зоні. Тому проблема підвищення радіологічних знань є першочерговим завданням у радіаційно забруднених районах.

Так як рослини є одним із джерел надходження радіонуклідів в організм людини, виникає потреба дослідження їх накопичення дикоростучими лікарськими рослинами. Міжвидова різниця накопичення ^{137}Cs судинними рослинами наземного покриву в різних

лісових екосистемах Українського Полісся може досягати 250-кратної величини (Орлов, Ірклієнко, Турко, 1997). На основі вивчення еколого-біологічних особливостей можливе уточнення режимів раціонального використання найважливіших рослин на забрудненій території (Некратова, 1997). На даний час вивчається можливість створення сировинної бази лікарських рослин у районах, що зазнали радіоактивного забруднення (Горбань, Кривуненко, 1997), зважаючи на те, що в даній зоні поширені більшість заготовлюваних видів рослин. Отже, важливого значення набуває виявлення запасів найбільш поширених лікарських рослин і встановлення граничних рівнів забруднення ґрунту, при яких можлива їх заготівля, зокрема в умовах Полісся Житомирщини, тобто визначення особливостей міграції радіонуклідів в ланці ґрунт - лікарська сировина.

Виявлення запасів найбільш поширених дикоростучих лікарських рослин і визначення граничних рівнів забруднення ґрунту, при яких можливе одержання екологічно чистої сировини в житомирському Поліссі сприятимуть раціональному веденню її заготівлі та поглибленню знань населення, що допоможе уникнути додаткового опромінення.

ВПЛИВ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В РОСЛИННИЦЬКІЙ ПРОДУКЦІЇ

Є.М. Данкевич

Україна, Інститут сільського господарства Полісся УААН

Наведено результати досліджень з вивчення впливу мінеральних добрив на накопичення важких металів в рослинницькій продукції ярого ріпака в умовах Полісся України.

За останні 10-15 років техногенний прес на агроєкосистеми став одним з головних факторів, який визначає продуктивність культурних рослин і якість урожаю. Забруднення довкілля важкими металами і їхніми сполуками призводить до утворення біохімічних антропогенних аномалій.

Значну небезпеку викликає наявність в мінеральних добривах і сировині, з якої їх одержали, шкідливих домішок. Встановлено, що при систематичному застосуванні мінеральних добрив спостерігається тенденція збільшення в ґрунті валового вмісту міді, олова, цинку, кадмію, стронцію. Відомо, що наявність важких металів негативно позначається на розвитку сільськогосподарських культур, особливо тоді, коли концентрація їх у ґрунті сягає значної кількості.

Проблема одержання екологічно чистої продукції рослинництва ще більше загострилась в умовах радіоактивного забруднення. Тому пошук і впровадження нових технологій і засобів, направлених на одержання продукції рослинництва з мінімальним вмістом шкідливих речовин, є надзвичайно актуальними в цій зоні.

Об'єкти і методика проведення досліджень.

Дослідження проводились у дослідному господарстві "Грозинське" Інституту сільського господарства Полісся УААН за наступною схемою:

1. Без добрив - контроль
2. N60 P60 K60
3. N90 P60 K60
4. N120 P60 K60
5. N120 P90 K90
6. N120 P90 K90+вапно I норма по Гк
7. N30 P90 K90+Сд250 кг/га.*

*Сд-супердобриво виробництва Житомирського ВАТ.

Варіанти удобрення вивчали на фоні оранки на загальноприйнятій глибину 18-20 см і дискування на 8-10 см.

Ґрунт - дерново-підзолистий супіщаний з вмістом в орному шарі: гумусу - 1-2,2%, рН_{сол.} - 6,0, гідролітична кислотність - 0,82 млекв. на 100 г. ґрунту, вміст рухомого фосфору за Кірсановим - 21,3, обмінного калію-10,2 мг на 100 г. ґрунту, міді - 0,45, цинку - 0,80, кадмію - 0,22 мг на 1 кг ґрунту, цезію 137-429, стронцію-90 - 17,6 Бк/кг ґрунту.

Сівбу ярого ріпака Аріон проводили в оптимальні для зони Полісся строки сівалкою СН-16 з нормою висіву 2,0 млн. схожих насінин на 1 га на глибину 2-3 см з шириною міжрядь 15 см.

Таблиця 1

Вплив способів обробітку і удобрення на вміст важких металів в ґрунті та продукції ярого ріпака, мг/кг.

Варіанти дослідів	Вміст в								
	зеленій масі				соломі				
	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	
Оранка на 18- 20 см									
1.Без добрив	3,3	8,7	0,32	25,0	2,4	1,0	0,16	3,8	
2.N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	4,4	15,2	0,29	28,0	3,8	2,1	0,20	7,4	
3.N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	6,6	8,3	0,45	35,0	5,2	2,3	0,19	7,5	
4.N ₁₂₀ P ₆₀ K ₆₀	3,6	37,2	0,44	36,0	5,4	2,4	0,20	7,5	
5.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	5,2	4,7	0,49	32,0	4,3	2,4	0,31	10,0	
6.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно	2,7	7,4	0,26	25,0	5,3	3,8	0,55	10,0	
7.N ₃₀ P ₉₀ K ₉₀ +Cq250 кг/га	2,2	9,1	0,41	24,0	4,7	2,3	0,23	7,9	
Дискування на 8- 10 см									
1.Без добрив	2,4	10,8	0,28	34,0	2,4	2,0	0,04	3,3	
2.N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	5,1	11,1	0,37	29,0	4,9	2,0	0,24	7,8	
3.N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	3,7	13,0	0,38	36,0	4,2	1,6	0,12	10,0	
4.N ₁₂₀ P ₆₀ K ₆₀	4,3	35,8	0,37	35,0	5,7	2,5	0,24	7,8	
5.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	2,4	25,0	0,47	31,0	4,3	2,3	0,23	6,7	
6.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно	6,5	5,1	0,40	33,0	3,6	1,6	0,32	7,8	
7.N ₃₀ P ₉₀ K ₉₀ +Cq250 кг/га	2,8	43,1	0,24	22,0	4,5	2,7	0,22	9,0	
Варіанти дослідів	Вміст в								
	насінні				олії				
	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Fe
Оранка на 18- 20 см									
1.Без добрив	2,5	1,6	0,10	17,6	0,50	0,06	н/в	2,5	4,7
2.N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,7	2,0	0,10	19,7	0,50	0,07	—	2,5	4,6
3.N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	3,6	2,0	0,12	14,7	0,48	0,07	—	2,1	4,9
4.N ₁₂₀ P ₆₀ K ₆₀	2,8	1,6	0,13	19,8	0,48	0,09	—	2,5	4,8
5.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	3,1	1,9	0,12	14,7	0,48	0,09	—	2,6	4,5
6.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно	3,5	4,2	0,19	14,8	0,50	0,10	—	2,5	4,7
7.N ₃₀ P ₉₀ K ₉₀ +Cq 25 кг/га	3,4	3,3	0,12	17,5	0,50	0,10	—	2,0	4,7
Дискування на 8- 10 см									
1.Без добрив	1,7	1,9	0,09	17,5	0,50	0,10	—	2,0	4,7
2.N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	3,7	1,6	0,10	19,0	0,50	0,10	—	2,5	4,8
3.N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	3,3	1,6	0,13	19,8	0,50	0,10	—	2,5	4,8
4.N ₁₂₀ P ₆₀ K ₆₀	2,5	1,8	0,10	19,3	0,50	0,10	—	2,1	4,9
5.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀	2,9	2,8	0,13	19,9	0,49	0,09	—	2,0	4,7
6.N ₁₂₀ P ₉₀ K ₉₀ + вапно	3,8	3,8	0,08	19,3	0,48	0,10	—	2,0	4,7
7.N ₃₀ P ₉₀ K ₉₀ + Cq250 кг/г	3,2	3,4	0,10	19,0	0,50	0,10	—	2,0	4,7

*н/в - не виявлено.

Догляд за посівами включав внесення гербіциду Бутізан-400 в дозі 2 кг/га після сівби, обприскування посівів проти блохи препаратом Деціс з розрахунку 0,15 кг/га у фазі сходів і препаратом Фюрі в дозі 0,15 кг/га проти ріпакового квіткоїда.

Збирання врожаю проводили комбайном "Сампо".

Посівна площа ділянки - 100 кв. м., облікова - 50 кв. м. Повторність в досліді 4 разова.

Результати наших досліджень показали, що вміст важких металів у продукції ярого ріпака (зелений масі, соломі, насінні, олії) майже не залежав від доз мінеральних добрив (табл. 1).

Спостерігається його незначне підвищення на удобреному фоні порівняно з неудобреним, в зеленій масі і соломі. Транслокація важких металів у продукцію ярого ріпака обумовлена поліелементним забрудненням ґрунту, на що вказують результати аналізів. Слід зазначити, що найвищий рівень забруднення важкими металами спостерігається під час використання ярого ріпака на зелений корм. У подальшому вміст важких металів зменшується.

В продукції, яка може бути використана на продовольчі цілі (олія), вміст міді був у 5-7 разів менший, ніж в насінні; свинцю – у 15-40, цинку – у 7-9 разів. Кадмій, як найбільш шкідливий елемент, в олії не виявлений. Як правило, забруднення важкими металами продукції ярого ріпака не перевищувало ГДК.

Таблиця 2

Накопичення радіонуклідів ярим ріпаком залежно від обробітку ґрунту і удобрення

	Варіанти обробітку і удобрення													
	Оранка на 18- 20 см							Дискування на 8- 10 см						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Питома активність ґрунту, Бк/кг цезію-137	483	470	461	428	402	413	380	396	370	487	479	407	451	413
Питома активність соломі, Бк/кг	220	170	110	145	183	178	116	191	203	151	248	100	194	200
Коефіцієнт накопичення, Кн в соломі	0,46	0,36	0,24	0,3	0,46	0,43	0,31	0,48	0,52	0,31	0,52	0,24	0,43	0,49
Питома активність насіння, Бк/кг	47	62	51	60	70	46	45	49	47	82	73	89	52	60
Коефіцієнт накопичення Кн в насінні	0,09	0,13	0,11	0,1	0,17	0,11	0,12	0,12	0,13	0,17	0,15	0,22	0,10	0,14
Питома активність ґрунту, Бк/кг стронцію-90	21,5	16,8	19,0	15,	19,0	16,3	15,0	16,0	13,3	21,0	22,0	18,3	12,2	18,5
Питома активність соломі, Бк/кг	4,3	5,3	3,0	3,0	3,3	3,0	3,0	3,0	5,7	3,4	5,1	3,0	4,2	3,7
Коефіцієнт накопичення Кн в соломі	0,20	0,32	0,16	,20	0,17	0,18	0,20	0,19	0,43	0,16	0,23	0,17	0,34	0,20
в насінні	0,10	0,18	0,16	0,2	0,16	0,18	0,18	0,19	0,20	0,14	0,14	0,17	0,02	0,02

Значно більшу небезпеку для здоров'я людей викликає забруднення радіонуклідами цезію-137 і стронцію-90. Поглинання радіоцезію рослинами в першу чергу залежить від форми, в якій він перебуває в ґрунті. Встановлено, що цезій-137 зустрічається в ґрунтах у

водорозчинній, обмінній і необмінній формах. В дерново-підзолистих ґрунтах Полісся кількість обмінного цезію знаходиться в межах 5 – 13 %.

Результати наших досліджень показують, що зміна активності радіоцезію в продукції ярого ріпака значно залежала не тільки від способів обробітку ґрунту, але й від застосування мінеральних добрив (табл.2.).

Як видно з даних таблиці 2, при порівняно незначних коливаннях в показниках активності ґрунту за питомою активністю соломи і насіння варіанти значно відрізнялись. Так, на удобрених варіантах питома активність соломи ярого ріпака на фоні оранки була в 1,2 – 2 рази меншою, ніж на неудобреному. На всіх варіантах удобрення, крім 5, коефіцієнт накопичення радіоцезію в соломі був нижчим, порівняно з не удобреним.

Істотної різниці між варіантами обробітку ґрунту і доз мінеральних добрив за активністю цезію–137 в насінні та коефіцієнтами накопичення не встановлено .

Питома активність стронцію–90 в соломі і в насінні ярого ріпака майже не залежала від способів обробітку ґрунту і доз мінеральних добрив.

В цілому вміст радіонуклідів цезію–137 і стронцію–90 був значно нижчий від ГДК.

Таким чином, в умовах техногенного забруднення агросфери вміст важких металів може бути одним із головних ідентифікаційних показників якості продукції. Підвищення вмісту в сільськогосподарській продукції важких металів - результат дії на агроєкосистеми комплексу факторів, якими не завжди можна управляти. Один із способів отримання екологічно чистої продукції - оптимізація живлення рослин.

ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ АКТИВНОСТІ ^{137}Cs У ГРУНТАХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

С.П. Ірклієнко,
О.О. Орлов,
О.Г. Дмитренко,
О.Л. Прищепа,
І.Т. Гулик,
Т.В. Курбет

Україна, Поліський філіал Українського НДІ лісового
господарства та агролісомеліорації

Наведені результати досліджень щодо залишку головної частки активності ^{137}Cs у верхньому шарі ґрунту та лісовій підстилці через 15 років після аварії на Чорнобильській АЕС.

Міграція ^{137}Cs у лісових екосистемах у період квазірівноваги радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві визначається складним комплексом факторів, провідну роль серед яких відіграють ландшафтно-геохімічні умови території. Тому для оцінки радіоекологічної ситуації в забруднених лісових екосистемах надзвичайно важливе значення має вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах, котрі є початковою ланкою численних трофічних ланцюжків, кінцевою ланкою яких досить часто є людина.

Аналіз опублікованих даних свідчить про досить слабку вивченість питання міграції ^{137}Cs для лісових ґрунтів Полісся, особливо закономірностей вертикального перерозподілу радіонуклідів у лісових ґрунтах в залежності від типу умов місцезростання та типу лісу.

Мета роботи полягала у вивченні закономірностей вертикального розподілу ^{137}Cs у ґрунтах основних типів лісорослинних умов Центрального Полісся, з урахуванням трофності та зволоженості ґрунту. Дослідження проведені на 10 постійних пробних площах (ППП) в середньовікових насадженнях хвойних та листяних порід Овруцько-Народицького,

Лугинського та Словечанського держлісгоспів при щільності забруднення ґрунту ¹³⁷Cs 252-686 кБк/м². На кожній ГПП закладалися 3 ґрунтових розрізи, відбір зразків лісової підстилки та мінеральної частини ґрунту проводився з площі 500 см². Лісова підстилка за ступенем мінералізації розподілялася на три фракції: свіжий опад, напіврозкладена та розкладена. Мінеральна частина ґрунту відбиралася шарами товщиною 2 см, до глибини 30 см. Всі зразки висушувалися до повітряно-сухої ваги та розмелювалися. Питома активність ¹³⁷Cs визначалася за допомогою спектроаналізатора LP-4900B «AFORA» із GeLi-детектором ДГДК-100В3.

Розподіл активності ¹³⁷Cs по профілю лісових ґрунтів основних типів лісорослинних умов регіону досліджень наведений в таблицях 1 та 2.

Дані таблиці 1 вказують на наявність відмінностей у вертикальному розподілі активності ¹³⁷Cs у ґрунтах різних трофотопів при однаковій вологості ґрунту. Загальною закономірністю для досліджених ґрунтових профілів є експоненційне зменшення концентрації ¹³⁷Cs у прошарках ґрунту при збільшенні глибини відбору зразків, при цьому біля 95% активності радіонукліду залишається у лісовій підстилці та 10-см шарі ґрунту, найбільш щільно коренезаселеному. Подібна закономірність характерна також для ґрунтів різних трофотопів у вологих гігродіапах (табл. 2).

Таблиця 1

Вертикальний розподіл ¹³⁷Cs у ґрунтах насаджень різних типів лісорослинних умов у свіжих гігродіапах

Глибина, см	Свіжий бір (A ₂)		Свіжий субір (B ₂)		Свіжий сугрудок (C ₂)	
	сумарна активність ¹³⁷ Cs у ґрунті на площі 0,05 м ²					
	Бк	%	Бк	%	Бк	%
Свіжий опад	170	0,4	53	0,2	74	0,2
Моховий покрив	15936	35,3	5030	15,5	–	–
H ₀ напіврозкладена	14872	33,0	5005	15,4	488	1,1
H ₀ розкладена	3416	7,6	4655	14,2	8866	20,1
0 – 2 см	5647	12,5	11354	34,9	20493	46,4
2 – 4 см	1682	3,7	2855	8,8	6674	15,1
4 – 6 см	843	1,9	1232	3,8	2310	5,3
6 – 8 см	475	1,1	559	1,7	1147	2,6
8 – 10 см	330	0,7	299	0,9	774	1,8
10 – 30 см	1760	3,7	1444	4,6	3171	7,4

Таблиця 2.

Вертикальний розподіл ¹³⁷Cs у ґрунтах насаджень різних типів лісорослинних умов у вологих гігродіапах

Глибина, см	Вологий бір (A ₃)		Вологий субір (B ₃)		Вологий сугрудок (C ₃)	
	сумарна активність ¹³⁷ Cs у ґрунті на площі 0,05 м ²					
	Бк	%	Бк	%	Бк	%
Свіжий опад	42	0,1	140	1,1	31	0,1
Моховий покрив	1435	4,9	659	5,4	–	–
H ₀ напіврозкладена	7589	25,7	2098	17,2	592	2,3
H ₀ розкладена	8427	28,6	3016	24,7	2500	9,6
0 – 2 см	4828	16,4	2804	23,1	12918	49,8
2 – 4 см	3484	11,8	1229	10,1	4848	18,7
4 – 6 см	1565	5,3	595	4,9	2743	10,6
6 – 8 см	736	2,5	338	2,8	1126	4,3
8 – 10 см	409	1,4	212	1,7	486	1,9
10 – 30 см	985	3,4	1105	9,0	705	2,7

Важливу роль у процесах перерозподілу ¹³⁷Cs у ґрунтах лісових екосистем відіграє моховий покрив. Мохи, які є концентраторами ¹³⁷Cs, міцно утримують значну частку його

активності, в залежності від лісорослинних умов, – від 4,9 до 35,3% загальної активності ґрунту. Істотну роль у вертикальному розподілі ^{137}Cs у ґрунтах лісових екосистем відіграє лісова підстилка, яка утримує значну частку активності радіонуклідів. При цьому активність утримуваного нею ^{137}Cs знаходиться в прямій залежності від умов місцезростання, які характеризуються певною швидкістю розкладу опаду. Так, в свіжих умовах борів, суборів та сугрудків лісова підстилка утримує відповідно 40,6; 29,6 та 21,2 % активності ^{137}Cs ґрунтового профілю. Подібна закономірність, але з іншими кількісними параметрами, спостерігається і в умовах вологих борів, суборів та сугрудків, де в органічному опаді знаходиться відповідно 54,3; 41,9 та 11,9 % активності ^{137}Cs ґрунту (рис. 1). Розглядаючи перерозподіл активності ^{137}Cs у різних фракціях лісової підстилки, виявлено, що найменша питома активність ^{137}Cs характерна для сучасного опаду. Частка активності, яка міститься в ньому, у досліджених трофотопів є незначною і складає від 0,3 до 2,7% валового вмісту радіонуклідів у лісовій підстилці. Як у свіжих, так і у вологих гіротопах борів, суборів та сугрудків досить чітко простежується тенденція зменшення валового вмісту радіонуклідів у напіврозкладеному шарі підстилки при підвищенні трофності умов місцезростання від борів до сугрудків. Кількісні параметри вмісту ^{137}Cs у названому шарі від загального запасу органічного опаду для свіжих умов складають відповідно 80,6; 51,6; 5,2, а для вологих – 47,2; 57,4 та 19,0 %. Навпаки, у розкладеному шарі підстилки у наведеному ряду трофотопів простежується тенденція підвищення частки активності ^{137}Cs . Через розклад органічного опаду відбувається поступове заглиблення радіонуклідів у мінеральну частину ґрунту. Кількісні характеристики даного процесу також відрізняються в різних едатопах. Виявлено, що з підвищенням трофності умов місцезростання в ряду бори→субори→сугрудки зростає частка активності ^{137}Cs у кожному з відповідних п'яти верхніх 2-см шарів мінеральної частини ґрунту. Так, у свіжих умовах у 0-2-см шарі в середньому містилося 12,5% активності ^{137}Cs ґрунту в борах, 34,9% – у суборах та 46,4% – у сугрудках. У наступних прошарках містилося відповідно: у 2-4-см – 3,7, 8,8 та 15,1%; у 4-6-см – 1,9, 3,8, 5,3%; у 6-8-см – 1,1, 1,7, 2,6% і в 8-10-см шарі – 0,7, 0,9 та 1,8%. У кожному з шарів ґрунту, розміщеному нижче 10-см глибини, частка активності згаданого радіонукліду незначна і складає десяті долі процента, а в цілому у ґрунті глибше 10 см – від 2,7 до 9% запасу ^{137}Cs ґрунту. Слід відзначити, що параметри вертикальної міграції ^{137}Cs у мінеральній частині ґрунтів у різних умовах місцезростання визначаються кількома факторами: складом, кількістю та швидкістю біогенного розкладу лісової підстилки та вмістом дрібнодисперсних фракцій та глинистих мінералів у ґрунті. В усіх випадках виявлено, що саме згадані параметри лісової підстилки обумовлюють швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунтах різних едатопах. У сугрудках, насадження яких на наших ППП були змішаними, а лісова підстилка складалася як із листяного, так і шпилькового опаду, швидкість розкладу підстилки була приблизно у 2 рази більшою у порівнянні із шпильковим (та моховим) опадом борів та суборів. Відповідно, саме у сугрудках спостерігаються максимальні темпи вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунті, незважаючи на більший вміст дрібнозему у ґрунті цих едатопах, ніж у борах та суборах.

За період після аварії на ЧАЕС відбувся перерозподіл валового запасу ^{137}Cs між досліджуваними шарами ґрунтового профілю. Кількісні характеристики виявленого перерозподілу активності радіонукліду в ґрунті протягом 1997-1998 рр. розглянемо на прикладі вологих борів, суборів та сугрудків, при цьому сумарна активність ^{137}Cs у мінеральних шарах ґрунту приймалася за 100% (рис. 1).

Матеріали, наведені на рисунку 1, свідчать, що протягом двох років досліджень активність радіонукліду у відповідних шарах ґрунту досліджуваних трофотопів збільшилася. Всього у 10-см шарі мінеральної частини ґрунту в 1997 р. було зосереджено 85,7% загальної активності ^{137}Cs 20-см шару ґрунту у борах, 92,7% – суборах та 96,5% – сугрудках, а у 1998 р., відповідно, – 93,7, 86,8 та 97,4%. Винятком із наведеного розподілу були суборові умови місцезростання, в яких відбулось більш інтенсивне переміщення радіонуклідів у шари ґрунту, розміщені глибше 10 см. Порівняння даних таблиць 1 та 2 дозволяє також зробити важливий висновок про істотний вплив зволоженості ґрунту на швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунтах різних трофотопів. Зокрема, у мінеральній частині ґрунтів борів та сугрудків спостерігається, істотне на 95% довірчому рівні, збільшення частки утримуваного ^{137}Cs у верхніх 3-4 горизонтах у вологих гіротопах у порівнянні із свіжими.

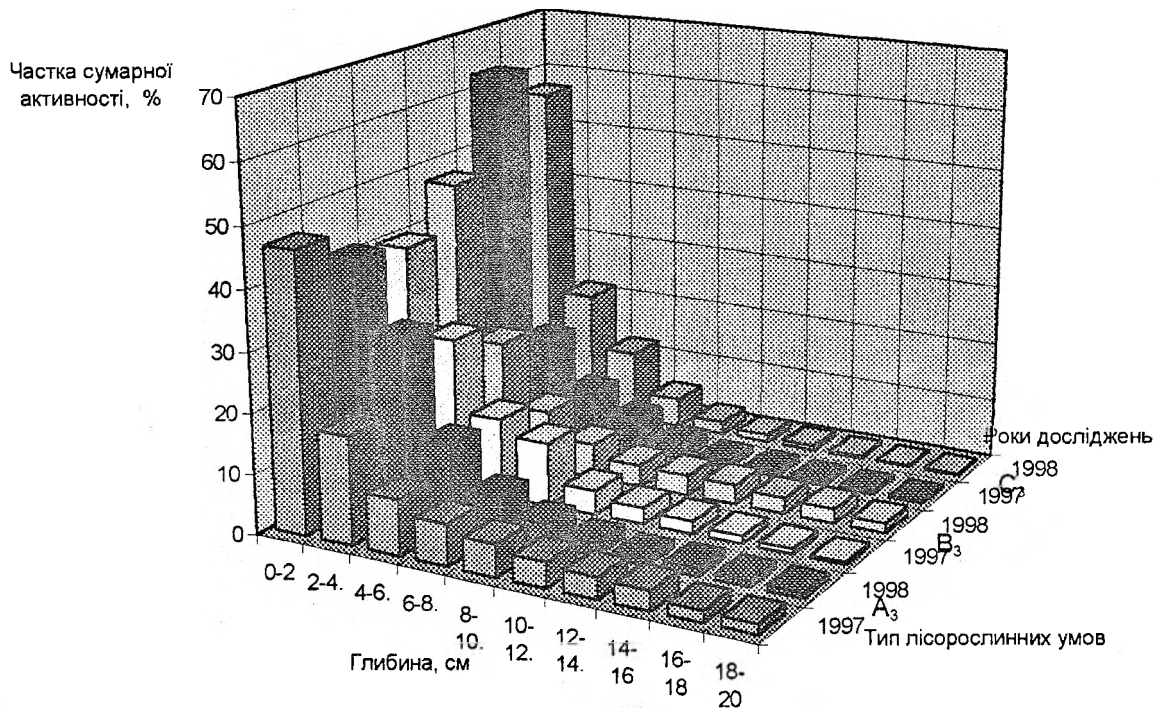


Рис 1. Вертикальний розподіл активності ^{137}Cs у мінеральному шарі ґрунту в різних трофотопax

Неоднозначною є картина у суборах, де спостерігається зменшення частки утримуваної активності 0-2-см шаром ґрунту і збільшення – глибшими мінеральними горизонтами у вологих суборах (B₃) у порівнянні із свіжими (B₂).

ПРОДУКТИВНІСТЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ТА НАГРОМАДЖЕННЯ В НИХ РАДІОЦЕЗІЮ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД РІВНІВ ҐРУНТОВИХ ВОД

О.Ф. Смаглій

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

В лізиметричних дослідях вивчено вплив рівнів ґрунтових вод (65, 120, 170 см) на продуктивність багаторічних трав, жита, ячменю, вівса, картоплі і кукурудзи на силос та нагромадження в них радіоцезію.

Рослини чутливі як до нестачі вологи в ґрунті, так і до її надлишку. При нестачі вологи падає тургорний тиск клітин, втрачається їх еластичність, різко знижується динаміка всіх біохімічних процесів, скорочується поглинання вуглекислоти, у фітомасі накопичуються речовини – інгібітори, що призводить до зниження біологічної продуктивності або до відмирання рослин.

При надмірному зволоженні, коли ґрунтові пори повністю заповнені водою, корені рослин страждають від нестачі повітря, порушується їх кисневий обмін, а в ґрунті накопичуються отруйні закисні сполуки. Крім того, при цьому знижується інтенсивність мікробіологічних процесів у ґрунті, погіршується його тепловий режим, що спричинює

пригнічення рослин або навіть їх загибель. Пристосування до поганої аерації веде до розвитку неглибокої кореневої системи у верхніх шарах ґрунту, який краще забезпечений повітрям.

Наукою і практикою встановлено, що для кожного виду і навіть сорту рослин існують свої оптимальні умови зволоження кореневмісного шару ґрунту, які міняються протягом вегетаційного періоду залежно від фаз вегетації рослин. Рівень підґрунтових вод, що забезпечує найбільш сприятливий водно-повітряний режим ґрунту в період вегетації сільськогосподарських культур, називається нормою осушення. Вона зменшується від найменшого свого значення перед сівою культур до найбільшого на кінець вегетації, тобто в період дозрівання вологисть, як правило, повинна бути меншою, ніж в період сходів і цвітіння. В умовах регулювання вологості ґрунту строки водопостачання і норми зволоження визначаються величинами сумарного випаровування і біологічними особливостями сільськогосподарських культур.

Найбільш повно і точно параметри водного балансу ґрунту можна визначити за допомогою лізиметричних установок з використанням контрольно-вимірювальної апаратури.

Наші дослідження проводилися протягом 1992-1994 років на балансово-лізиметричній станції Інституту сільського господарства Полісся із застосуванням лізиметрів діаметром 102 см, висотою 175 см, з монолітом ґрунту в непорушному стані. Встановлена в павільйоні станція апаратура дозволяє автоматично підтримувати в кожному з лізиметрів заданий рівень ґрунтових вод (РГВ) і проводити кількісний облік вологи, яка подається для зволоження ґрунту чи виводиться за межі лізиметра шляхом інфільтрації.

Дослідження велись на трьох рівнях залягання ґрунтових вод: 65, 120 і 175 см.

Ґрунт в лізиметрах дерново-підзолистий супіщаний, на глибині 50-60 см підстеляється моренним суглинком. Глибина одного шару - 23 см. Вміст гумусу - 1,3%, P_2O_5 - 40 і H_2O 120 мг на 1 кг ґрунту.

Таблиця 1

**Продуктивність і водовикористання сільськогосподарських культур
залежно від рівня стояння ґрунтових вод (в середньому за 3 роки)**

Культура	РГВ, см	Урожай сухої маси		Використання вологи на формування урожаю, мм				Коефіцієнт водовикорис- тання
		г/ліз.	ц/га	опад	зво- ложення	інфільт- рація	всього	
Ячмінь	170	601	75,1	266,5	20,6	0,7	287,8	383
	120	645	80,6	266,5	89,1	-13,4	342,2	424
	65	784	98,0	266,5	154,6	-1,5	419,2	427
Овес	170	966	120,7	307,2	25,5	-5,5	327,2	271
	120	1067	134,0	307,2	110,6	8,3	426,1	319
	65	902	112,8	307,2	184,8	7,3	499,3	443
Картопля	170	623	78,0	311,8	3,8	-13,1	302,5	389
	120	812	101,5	311,8	6,7	-0,1	318,4	314
	65	628	78,5	311,8	129,8	0,5	442,1	563
Кукурудза на силос	170	1427	178,4	300,0	-4,9	69,4	364,5	204
	120	1787	224,0	300,0	16,9	85,5	402,4	180
	65	1532	191,6	300,0	71,5	112,0	483,5	252
Озиме жито	170	977	128,0	266,6	24,9	1,3	312,8	256
	120	929	116,0	286,6	40,2	46,7	373,5	322
	65	812	101,5	286,6	164,2	-8,9	441,9	435
Багаторічні трави	170	634	75,2	326,9	12,9	35,6	375,4	474
	120	808	101,0	326,9	34,4	25,7	387,0	383
	65	951	119,0	326,9	38,6	9,0	374,5	315

$НР_{05}$, ц/га для : культур 6,82
РГВ 4,82
їх взаємодії 11,80

Повторність трикратна. В лізіметрах висівались культури: багаторічні трави, жито, овес, ячмінь, картопля, кукурудза на силос.

Щільність забруднення ґрунту лізіметрів радіоцезієм складала 160-235 Бк/кг.

Лізіметричні дослідження показали, що при трьох рівнях ґрунтових вод (65, 120 і 170 см) створюються відповідні умови зволоження ґрунту. При рівні 65 см ґрунтові води залягають дуже близько від поверхні землі і перезволожують ґрунт; при рівні 120 см ґрунтові води залягають на оптимальній для більшості культур глибині і забезпечують найкращі умови для життя рослин; при рівні залягання ґрунтових вод на глибині 170 см умови для розвитку рослин погіршуються.

Залежно від біологічних особливостей культур вони по-різному реагують на рівень стояння ґрунтових вод (табл. 1).

Найбільший вихід сухої речовини при рівні 65 см одержано лише у багаторічних трав і ячменю.

Овес, картопля і кукурудза забезпечували найвищу продуктивність при РГВ-120 см і лише вихід сухої речовини озимого жита був найвищий при РГВ-170 см. Одержані дані вказують на можливість знижувати норми осушення для культур з неглибокою кореневою системою і високим водоспоживанням, маловимогливіх до аерації і температури ґрунту. Для пасовищ, розміщених на торфових ґрунтах з метою підвищення стійкості травостою від витоптування тваринами, норму осушення приймають на 18-20 см більшою, ніж при використанні цих ґрунтів під сіножаті.

Залежно від біологічних особливостей рослин і рівнів залягання ґрунтових вод на формування одиниці врожаю різні культури витрачають неоднакову кількість вологи. Високі коефіцієнти водовикористання в багаторічних трав, озимих зернових, ячменю, картоплі. Кукурудза найменше витрачає вологи на створення одиниці сухої речовини.

Слід відмітити, що при зниженні рівнів ґрунтових вод коефіцієнти водовикористання більшості культур знижуються, за винятком багаторічних трав, картоплі і кукурудзи на силос. Багаторічні трави найменше витрачають води на одиницю сухої речовини при РГВ-65 см, картопля і кукурудза – 120 см. В цьому аспекті великої уваги заслуговують багаторічні трави, які не вимагають високих норм осушення і завдяки високим коефіцієнтам водовикористання помітно впливають на зниження рівнів стояння ґрунтових вод, чим, навіть без осушення, проводять екологічну меліорацію середовища.

Комплекс агротехнічних і агрохімічних заходів, а також меліоративний обробіток ґрунту, спрямовані на підвищення родючості ґрунту і одержання стабільно високих урожаїв сільськогосподарських культур, роблять багатосторонній вплив на рухомість радіонуклідів в ґрунті і на їх доступність для засвоєння кореневою системою рослин.

При зміні водного режиму ґрунту змінюється співвідношення форм радіонуклідів (фіксованих ґрунтом і тих, що знаходяться в ґрунтовому розчині) і їх біологічна доступність для кореневого засвоєння рослинами.

Таблиця 2

Вплив рівнів ґрунтових вод на надходження радіоцезію в рослини

ГРВ, см	Концентрація цезію-137, Бк/кг		Коефіцієнт накопичення	%
	в рослинах	в ґрунті		
Сіно багаторічних трав				
65	90,96	206	0,442	100
120	55,16	238	0,223	53
170	23,25	201	0,116	26
Зелена маса кукурудзи				
65	4,44	211	0,0210	100
120	6,63	190	0,0349	166
170	8,84	188	0,0470	224
Бульби картоплі				
65	5,84	155	0,0377	100
120	6,52	190	0,0342	91
170	5,57	188	0,0296	79

Експериментальні дані про вплив вологості ґрунту на нагромадження радіонуклідів у рослинах досить суперечливі. У більшості випадків спостерігається тенденція до росту їх концентрації в рослинах, вирощених на ґрунтах з підвищеною вологістю.

Разом з тим деколи спостерігається підвищення їх вмісту в рослинах при зниженні вологості. В ряді досліджень зміна вологості не впливала на коефіцієнти накопичення радіоцезію, хоч відмічався ріст його сумарного виносу в результаті збільшення фітомаси рослин.

Наші дослідження показали, що рівні залягання ґрунтових вод в лізиметрах і пов'язана з ними ступінь зволоження кореневмісного шару ґрунту впливали на нагромадження радіоцезію в рослинах і суттєво відрізнялись по окремих групах культур (табл. 2).

Підвищення рівня ґрунтових вод і відповідно збільшення вологості кореневмісного шару ґрунту сприяло збільшенню-накопиченню радіоцезію в сіні багаторічних трав в 2-3 рази. Аналогічна закономірність, проте в менших розмірах, відмічається в надходженні цезію-137 в зерно та селму зернових культур. Протилежна залежність відмічається під кукурудзою. Підвищення рівня зволоження сприяло зниженню надходження радіоцезію в стебла та листя кукурудзи в 1,5-2 рази. В бульбах картоплі чіткої залежності концентрації радіонуклідів від рівнів ґрунтових вод не встановлено.

КИСЛОТНІСТЬ ҐРУНТІВ ТА ЇЇ ДИНАМІКА У РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНІЙ ЗОНІ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

П.В. Литвак,
Г. О. Корбут
В. А. Трембіцький,

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, Житомирський державний педагогічний університет ім. Івана Франка
Україна, Житомирський обласний державний проектно-технологічний центр охорони
родючості ґрунтів і якості продукції

Показано рівень забруднення Cs-137, Cr-90 сільськогосподарських угідь області, динаміку зміни кислотності ґрунтів орних земель, сінокосів та пасовищ в залежності від обсягів їх вапнування в доаварійний і післяаварійний період.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС 1986 року, яку не без підстав з часом називали Чорнобильською катастрофою, значні території орних земель, сінокосів, пасовищ, лісів та водних басейнів підпали радіоактивному забрудненню. Тільки в Україні було забруднено 8,4 млн. га сільськогосподарських угідь, в тому числі по Житомирській області — 1,5 млн. га, що становить 17,9 відсотка. Радіоактивне забруднення спричинило зростання дозових навантажень на населення області, унеможливило традиційне природокористування, обмежило ведення сільськогосподарського виробництва, зробило негативний вплив на здоров'я людей і має вкрай небажані соціально-психологічні наслідки та довготривалість їх дії. Щоб мінімізувати негативні наслідки у сільськогосподарському виробництві та поліпшити радіаційну ситуацію, в перші три роки після аварії було здійснено значні обсяги меліоративних робіт, поліпшено значну частину найкритичніших сінокосів, культурних і природних пасовищ тощо.

На всій території області у 1989—1994 рр. було проведено спектрометричне та радіохімічне обстеження радіаційно забруднених сільськогосподарських угідь на площі 1470 тис. га. Щільність забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь радіоцезієм понад 1 Кі/км² (37 кБк/м²) виявлено на площі 327,1 тис. га (22,2%), з них більше 5 Кі/км² (185 кБк/м²) на площі 52,6 тис. га.

Найзабрудненішими цезієм-137 виявились угіддя Лугинського, Народицького, Овруцького районів, більше 96 відсотків їх мають щільність понад 1 Кі/км², значною мірою забруднені угіддя Коростенського району — 82 відсотки, Олевського — 67,7, Ємільчинського — 43,1, Малинського — 34,9 відсотка.

Таблиця 1

Структура сільськогосподарських угідь Житомирської області, рівень радіоактивного забруднення Cs-137 яких перевищує 1 Кі/км²

Район	Площа угідь із щільністю забруднення цезієм-137 1-5 Кі/км ² , тис. га					Площа угідь із щільністю забруднення цезієм-137 (5-15 Кі/км ² , тис. га)				
	Загальна площа	Орна земля	Сінокоси, пасовища	Мінеральні ґрунти	Торфові ґрунти	Загальна площа	Орна земля	Сінокоси, пасовища	Мінеральні ґрунти	Торфові ґрунти
Народицький	23,3	17,7	5,6	21,2	2,1	18,7	11,9	6,7	16,4	2,3
Овруцький	53,7	37,1	16,6	45,7	6,2	4,8	2,1	2,7	3,5	1,3
Лугинський	28,3	16,2	11,4	25,1	3,2	4,2	2,5	1,6	3,1	1,1
Олевський	29,6	12,7	15,9	22,7	6,9	1,0	0,2	0,8	0,8	0,2
Коростенський	60,6	44,8	15,3	55,5	5,1	13,2	10,0	3,1	12,4	0,8
Ємільчинський	44,5	28,6	15,8	44,5	—	0,2	—	0,2	0,2	—
Малинський	28,1	15,7	11,9	28,1	—	0,6	—	0,6	0,6	—
Нов.-Волинський	2,5	—	2,5	2,5	—	—	—	—	—	—
Вол.-Волинський	3,8	2,1	1,6	3,6	0,2	—	—	—	—	—
Разом	274,4	174,9	96,6	250,7	23,7	42,7	26,7	15,7	37,0	5,7

Таку ж щільність забруднення ґрунтів радіоцезієм встановлено на 7,8 відсотка площ у Вол.-Волинському, на 2,5 — Нов.-Волинському районах. В інших районах області щільність забруднення ґрунтів радіоцезієм не перевищує 1 Кі/км² (37 кБк/м²) і знаходиться в межах 0,2-0,9 Кі/км² (7,4-33,3 кБк/м²).

Таблиця 2.

Структура сільськогосподарських угідь Житомирської області, рівень радіоактивного забруднення Sr-90 яких перевищує 0,02 Кі/км²

Район	Площа угідь із щільністю забруднення стронцієм-90 0,02-0,15 Кі/км ² , тис. га					Площа угідь із щільністю забруднення стронцієм-90 0,15-3,0 Кі/км ² , тис. га				
	Загальна площа	Орна земля	Сінокоси, пасовища	Мінеральні ґрунти	Торфові ґрунти	Загальна площа	Орна земля	Сінокоси, пасовища	Мінеральні ґрунти	Торфові ґрунти
Народницький	9,6	7,5	2,1	9,2	0,4	43,3	27,4	15,8	37,2	6,1
Овруцький	32,3	22,2	10,0	29,2	3,1	29,7	18,2	11,5	24,7	5,0
Луганський	17,4	9,1	7,8	15,3	2,1	14,5	8,8	5,4	12,2	2,3
Олевський	45,2	21,6	22,6	33,7	11,5	—	—	—	—	—
Коростенський	64,8	45,1	19,1	59,7	5,0	8,7	4,4	4,1	7,7	1,0
Ємільчинський	103,6	66,5	36,5	103,6	—	0,1	0,1	—	0,1	—
Малинський	77,5	60,5	16,4	77,5	—	4,7	3,1	1,6	4,7	—
Нов.-Волинський	80,4	68,1	11,9	80,4	—	—	—	—	—	—
Вол.-Волинський	37,2	31,7	5,2	35,8	1,4	3,3	2,5	0,8	3,0	0,3
Разом	468,0	332,3	131,6	444,5	23,5	104,3	64,5	39,2	89,6	14,7

Набагато складнішою є ситуація в області зі стронцієм-90. За рівнем забруднення ґрунтів цим радіонуклідом 81,2 відсотка (1194 тис.га) сільськогосподарських угідь області належать до зони посиленого радіоекологічного контролю, 7,1 відсотка (104 тис.га) — до зони

гарантованого добровільного відселення та 0,04 відсотка (0,6 тис.га) — до зони безумовного (обов'язкового) відселення.

Таблиця 3

Зміни кислотності ґрунтів орних земель

Райони	Рік	Тур обстеження	Обстежено тис. га	Площі ґрунтів за ступенем кислотності										Середньо- зважена величина рН
				сильно-кислі		середньо-кислі		слабо-кислі		близькі до нейтральних		нейтральні та лужні		
				тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	
Народицький	1985	IV	36,4	1,4	3,8	6,0	16,5	7,6	20,9	10,6	29,1	10,8	29,7	5,7
	1999	VII	20,7	0,2	1,0	1,6	7,7	4,9	23,7	8,1	39,1	5,9	28,5	5,8
	Різниця			-1,2		-4,4		-2,7		-2,5		-4,9		+0,1
Овруцький	1985	IV	41,4	1,7	4,1	6,2	15,0	11,3	27,3	11,4	27,5	10,8	26,1	5,6
	1998	VII	34,7	0,8	2,3	5,6	16,1	12,2	35,2	9,8	28,3	6,3	18,1	5,5
	Різниця			-0,9		-0,6		+0,9		-1,6		-4,5		-0,1
Лугинський	1984	IV	18,4	2,3	12	4,9	26,6	3,4	18,5	3,5	19,0	4,3	23,4	4,9
	1997	VII	15,8	1,0	5	2,4	15,3	4,7	29,7	5,3	33,5	2,4	15,2	5,5
	Різниця			-1,3	6,3	-2,5		+1,3		+1,8		-1,9		+0,6
Олевський	1985	IV	20,7	4,2	20	5,3	25,5	4,8	23,2	3,2	15,5	3,2	15,5	5,2
	1997	VII	15,5	1,5	3	3,1	20,0	3,9	25,2	5,0	32,3	2,0	12,8	5,4
	Різниця			-2,7	9,7	-2,2		-0,9		+1,8		-1,2		+0,2
Коростенський	1985	IV	63,8	1,8	2,8	11,5	18,1	17,0	26,6	19,7	30,9	13,8	21,6	5,6
	1997	VII	50,4	2,1	4,2	8,9	17,6	13,4	26,6	13,9	27,6	12,1	24,0	5,6
	Різниця			+0,3		-2,6		-3,6		-5,8		-1,8		0
Ємільчинський	1982	IV	64,5	3,6	5,6	10,2	15,8	12,2	18,9	12,3	19,1	26,2	40,6	5,8
	1998	VII	60,5	1,8	3,0	7,0	11,6	10,7	17,7	16,3	26,9	24,7	40,8	5,8
	Різниця			-1,8		-3,2		-1,5		+4,0		-1,5		0
Малинський	1984	IV	57,3	1,2	2,2	6,4	11,2	10,0	17,4	10,8	18,8	28,9	50,4	6,0
	1999	VII	46,4	1,4	3,0	5,4	11,6	9,9	21,3	15,8	34,1	13,9	30,0	5,7
	Різниця			+0,2		-1,0		-0,1		+5,0		-15,0		-0,3
Нов.- Волинський	1982	IV	68,5	3,9	5,7	6,8	9,9	9,1	13,3	8,5	12,4	40,2	58,7	6,1
	1998	VII	62,6	0,7	1,1	3,7	5,9	6,7	10,7	15,8	25,3	35,7	57,0	6,1
	Різниця			-3,2		-3,1		-2,4		+7,3		-4,5		0
Вол.- Волинський	1984	IV	41,9	1,6	3,8	6,9	16,5	7,8	18,6	10,4	24,8	15,2	36,3	5,7
	1998	VII	29,5	0,7	2,4	3,0	10,2	4,8	16,3	8,5	28,8	12,5	42,3	5,8
	Різниця			-0,9		-3,9		-3,0		-1,9		-2,7		+0,1
Разом	1982-1985	IV	412,9	21,7	5,3	64,2	15,5	83,2	20,2	90,4	21,9	153,4	37,1	5,7
	1997-1999	VII	336,1	10,2	3,0	40,7	12,1	71,2	21,2	98,5	29,3	115,5	34,4	5,7
	Різниця			-11,7		-23,5		-12,0		+8,1		-37,9		0

Найбільшу щільність забруднення ґрунту стронцієм-90 мають сільськогосподарські угіддя Овруцького, Лугинського, Народицького, Коростенського, Ємільчинського, Малинського та Вол.-Волинського районів, де виявлені площі із забрудненням в межах 0,15-3,0 Кі/км² (5,55-111 кБк/м²) та більше 3,0 Кі/км² (>111 кБк/м²). У Нов.-Волинському, Олевському районах земель з такою щільністю не виявлено.

У лісостепових районах області щільність забруднення ґрунтів радіостронцієм знаходиться в межах <0,02-0,15 Кі/км² (<0,74-5,5 кБк/м²).

Найбільшу площу сільськогосподарських угідь, забруднених стронцієм-90 у цій зоні, мають господарства Ружинського, Попільнянського та Андрушівського районів, де 87—99 відсотків їх земель забруднені в межах 0,02-0,15 Кі/км² (0,74—5,55 кБк/м²). В інших районах щільність забруднення радіостронцієм також значно збільшилась у порівнянні з доаварійним періодом, але не перевищує значення 0,15 Кі/км² (<5,55 кБк/м²).

У зв'язку з тим, що, у відповідності до чинного законодавства України, угіддя на мінеральних ґрунтах, забруднених цезієм-137 понад 15 Кі/км² (>555 кБк/м²), та угіддя на

органогенних ґрунтах з рівнем забруднення понад 5 Кі/км^2 ($>155 \text{ кБк/м}^2$) виведені із сільськогосподарського обороту, а з щільністю забруднення радіоцезієм до 1 Кі/км^2 ($<37 \text{ кБк/км}^2$) та стронцієм-90 до $0,02 \text{ Кі/км}^2$ ($<0,74 \text{ кБк/м}^2$) вважаються умовно чистими, у сільськогосподарському виробництві області знаходиться 18,7 відсотка земель із щільністю забруднення радіоцезієм від 1 Кі/км^2 (37 кБк/км^2) до 5 Кі/км^2 (185 кБк/м^2) та 2,9 відсотка від 5 Кі/км^2 (185 кБк/м^2) до 15 Кі/км^2 (555 кБк/м^2), що становить відповідно 274,5 тис. га та 42,7 тис. га. Забруднені стронцієм-90 в межах $0,02\text{—}3,0 \text{ Кі/км}^2$ ($0,74\text{—}111 \text{ кБк/м}^2$) 1298,4 тис. га, що становить 88,3 відсотка.

Таблиця 4

Зміни кислотності ґрунтів сінокосів та пасовищ

Райони	Рік	Туробстеження	Обстежено, тис. га	Площі ґрунтів за ступенем кислотності										Середньозважена величина pH
				сильно-кислі		середньо-кислі		слабо-кислі		близькі до нейтральних		нейтральні та лужні		
				тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	тис. га	%	
Народицький	1985	IV	14,9	23	15,4	3,6	24,2	2,1	14,1	22	14,8	4,7	31,5	5,2
	1999	VII	5,2	—	—	0,4	7,7	1,5	28,8	1,5	28,8	1,8	34,7	5,8
	Різниця			-2,3		-3,2		-0,6		-0,7		-2,9		+0,6
Овруцький	1985	IV	19,9	3,6	18,1	3,8	19,1	3,2	16,1	2,5	12,6	6,8	34,1	5,6
	1998	VII	13,9	0,9	6,5	1,4	10,0	3,0	21,6	2,9	20,9	5,7	41,0	5,9
	Різниця			-2,7		-2,4		-0,2		+0,4		-1,1		+0,3
Лугинський	1984	IV	11,2	3,2	28,6	3,0	26,8	1,5	13,4	12,2	10,7	2,3	20,5	5,3
	1997	VII	9,0	0,6	6,7	1,5	16,7	2,3	25,5	3,1	34,4	1,5	16,7	5,5
	Різниця			-2,6		-1,5		+0,8		+1,9		-0,8		+0,2
Олевський	1985	IV	15,7	4,3	27,4	4,4	28,1	2,7	17,2	2,3	14,6	2,0	12,7	5,1
	1997	VII	10,5	1,5	14,3	2,7	25,7	2,6	24,8	2,3	21,9	1,4	13,3	5,3
	Різниця			-2,8		-1,7		-0,1		—		-0,6		+0,2
Коростенський	1985	IV	20,1	1,7	8,5	5,4	26,8	4,6	22,9	3,9	19,4	4,5	22,4	5,4
	1997	VII	12,9	0,9	7,0	2,1	16,3	2,4	18,6	3,6	27,9	3,9	30,2	5,6
	Різниця			-0,8		-3,3		-2,2		-0,3		-0,6		+0,2
Смільчинський	1982	IV	25,9	2,3	8,9	4,5	17,4	4,3	16,6	4,2	16,2	10,6	40,9	5,8
	1998	VII	25,0	1,5	6,0	3,6	14,4	3,9	15,6	5,5	22,0	10,5	42,0	5,8
	Різниця			-0,8		-0,9		-0,4		+1,3		-0,1		0
Малинський	1984	IV	13,2	0,3	2,3	1,9	14,4	2,2	16,6	2,7	20,5	6,1	46,2	5,9
	1999	VII	10,5	0,4	3,8	1,3	12,4	2,1	20,0	3,0	28,6	3,7	35,2	5,7
	Різниця			+0,1		-0,6		-0,1		+0,3		-2,4		-0,2
Нов-Волинський	1982	IV	14,5	1,9	13,1	1,9	13,1	2,4	16,5	2,1	14,5	6,2	42,8	5,8
	1998	VII	15,0	0,3	2,0	1,2	8,0	1,8	12,0	3,8	25,3	7,9	52,7	6,0
	Різниця			-1,6		-0,8		-0,6		+1,7		+1,7		+0,2
Вол. - Волинський	1984	IV	8,9	0,7	7,9	1,8	20,2	1,5	16,8	2,1	23,6	2,8	31,5	5,6
	1998	VII	5,1	—	—	0,6	11,8	0,8	15,7	1,2	23,5	2,5	49,0	6,0
	Різниця			-0,7		-1,2		-0,7		-0,9		-0,3		+0,4
Разом	982-1985	IV	144,3	20,3	14,0	30,3	21,0	24,5	17,0	23,2	16,1	46,0	31,9	5,5
	997-1999	VII	107,1	6,1	5,7	14,8	13,8	20,4	19,1	26,9	25,1	38,9	36,3	5,7
	ізниця			-14,2		-15,5		-4,1		+3,7		-7,1		+0,2

Найбільш забруднені площі сільськогосподарських угідь розташовані в Поліській зоні області, де переважно поширені дерново-підзолисті супіщані, дерново-підзолисті суглинкові, дерново-підзолисті піщані та торфоболотні ґрунти.

Розподіл угідь за щільністю забруднення, типами ґрунтів та їх використанням в найбільш забруднених радіонуклідами районах області наведено в таблицях 1 і 2. Ґрунти цієї природнокліматичної зони характеризуються підвищеними коефіцієнтами переходу радіонуклідів в урожай сільськогосподарських культур, що пов'язано з легким

гранулометричним складом, підвищеною кислотністю, низьким вмістом макро- та мікро- елементів.

Доведено, що міграційна здатність основних радіонуклідів у системі ґрунт-рослина на легких ґрунтах набагато вища, ніж на ґрунтах важкого гранулометричного складу. На торфовищах інтенсивність переходу радіоцезію в 3—10 разів більша, ніж на мінеральних ґрунтах. На міграцію радіонуклідів, крім типу і гранулометричного складу ґрунту, дуже впливає його кислотність, вміст гумусу, калію, фосфору та кальцію.

Відомо, що вбирання іонів в клітину залежить від реакції середовища (рН - ґрунту), при нейтральній та лужній реакції швидше поступають катіони, а при кислій реакції ґрунту — аніони. Ця різниця в швидкості поглинання аніонів і катіонів пояснюється впливом реакції середовища на заряд протопласта.

Залежно від агрохімічних властивостей ґрунтів вміст радіонуклідів у рослинах може змінюватись в 5—10 разів [2-5].

За критичністю стосовно забруднення продукції цезієм-137 ґрунти можна розмістити в такому знизуючому порядку: торфовища заболочені — торфовища осушені — дерново — підзолисті — піщані — дерново-підзолисті — супіщані — дерново-підзолисті суглинкові — сірі лісові — чорноземи.

Зважаючи та такий стан цих ґрунтів у забрудненій радіонуклідами зоні області, особливо важливе значення надавалось проведенню таких запобіжних агрохімічних заходів, як вапнування кислих ґрунтів, внесення підвищених доз калійних та фосфорно-калійних добрив, внесення органічних добрив, внесення азотних добрив під запланований урожай з дотриманням рекомендованого співвідношення, комплексне внесення різних видів мінеральних і органічних добрив тощо.

Здійснення цих заходів проводилось з урахуванням агроекологічної оцінки стану ґрунтового покриву господарств області, на території яких були виявлені площі з щільністю забруднення ґрунтів радіоцезієм більше 1 Кі/км^2 (37 кБк/м^2).

Визначали її спеціалісти обласної проектно-розвідувальної станції хімізації сільського господарства (нині центр "Облдержродючість") на основі матеріалів проведених турів (IV-VII) агрохімічного обстеження ґрунтів. Основними агрохімічними параметрами, за якими оцінювали рівень родючості ґрунтів, були кислотність і вміст гумусу, рухомих форм фосфору та обмінного калію.

У дев'яти найзабрудненіших районах загальна площа кислих ґрунтів в межах орних земель становила в доаварійний період за результатами IV туру агрохімічного обстеження (1982—1985 рр.) 169 тис.га, або 41% (табл. 3).

Площа ґрунтів з сильно- та середньокислою реакцією відповідно сягала 21,7 і 64,2 тис.га (5,3% і 15,3%), а площа слабокислих — 83,2 тис.га (20,2%).

Найбільш несприятлива ситуація виявилася в Олевському та Лугинському районах, де кислі ґрунти були поширені на більшій половині орних земель. Більше 40% кислих ґрунтів нараховувалось в Коростенському, Овруцькому, Народицькому та Ємільчинському районах.

На сінокосах і пасовищах наявність кислих ґрунтів становила 52% (75 тис.га).

Найбільше таких площ виявлено в Олевському (72,7%), Лугинському (68,8%), Коростенському (58,2%) районах (табл. 4).

Враховуючи, що підвищена кислотність сприяє міграції радіонуклідів, погіршує фізичні та хімічні властивості ґрунту, зумовлює зниження його родючості та призводить до зростання рівня радіоактивного забруднення рослинної продукції, ґрунти сільськогосподарських угідь забруднених зон щорічно вапнувались.

Якщо розглянути стан вапнування ґрунтів, починаючи з доаварійного періоду, виявляється, що середньорічний обсяг цього заходу з 1985 по 1990 р. зменшився у дев'яти забруднених районах тільки на 7,2% (6 тис.га), а доза хімічних меліорантів збільшилась з 2,5 до 3,9 т/га в розрахунку на CaCO_3 , тобто на 56% (табл.5).

Але в цілому об'єми вапнування в післяаварійний період були досить значними і становили в середньому за 1986—1990 рр. 76,9 тис. га. У забруднених районах щорічно вапнувалось 6,2—12 тис. га кислих земель сільськогосподарського призначення. Це сприяло поліпшенню агрохімічних властивостей ґрунтів і, як наслідок, зумовило отримання певної екологічної та економічної ефективності.

Проте, починаючи з 1994 року, відбулось різке зменшення площ вапнування (майже в 2,5 раза), а за період 1996—2000 рр. об'єми проведення цих робіт скоротилися в 13 разів з

одночасним зменшенням доз вапна на 16%, що пояснюється значним скороченням державного фінансування цього заходу через економічну кризу.

Внаслідок неадекватності обсягів вапнування потребам кислотність ґрунтів орних земель в найбільш забруднених районах за 15 років майже не змінилась, а на сінокосах та пасовищах середньозважена величина рН зросла всього на 0,2 одиниці (табл. 3 і 4). Як показують дані останнього агрохімічного обстеження, площі кислих ґрунтів орних земель зменшились всього на 4,7%, сінокосів та пасовищ на 13,4%.

Враховуючи, що обсяги вапнування в доаварійний і післяаварійний періоди забезпечили повільне і незначне зниження кислотності, на забруднених радіонуклідами землях потрібно продовжувати проведення хімічної меліорації. Необхідність вапнування цих земель зумовлюється і тим, що й сьогодні в Олевському, Овруцькому, Лугинському районах кислі ґрунти займають більше 50 відсотків орних земель, Коростенському — 48, Малинському, Народицькому і Ємільчинському по 32, Вол.-Волинському — 29, Нов.-Волинському — 18 відсотків. У межах 22—65 відсотків кислих ґрунтів знаходиться на сінокосах та пасовищах.

Таблиця 5.

Середньорічні показники вапнування кислих ґрунтів сільськогосподарських угідь.

Район	1984 – 1985 рр.		1986 – 1990 рр.		1991 – 1995 рр.		1996 – 2000 рр.	
	Площа, тис. га.	Доза, т/га	Площа, тис. га.	Доза, т/га	Площа, тис. га.	Доза, т/га	Площа, тис. га.	Доза, т/га
Народицький	8,3	2,1	7,2	4,4	2,3	4,0	0,5	3,2
Овруцький	8,8	2,8	9,3	4,2	4,0	5,1	0,4	4,8
Лугинський	6,0	3,0	6,2	3,9	2,4	3,8	0,6	3,4
Олевський	7,7	2,8	7,9	5,1	2,5	4,0	0,3	4,7
Коростенський	12,6	2,5	12,0	3,8	5,7	4,7	0,1	2,8
Ємільчинський	12,4	2,7	11,9	3,9	4,6	4,1	0,2	3,0
Малинський	8,4	2,0	7,8	3,0	3,6	3,9	3,4	3,0
Нов- Волинський	10,0	3,1	6,3	3,0	3,3	4,7	0,1	6,0
Вол.- Волинський	8,7	2,8	8,3	3,9	3,2	4,8	0,3	3,4
Разом	82,9	2,6	76,9	3,9	31,6	3,5	5,9	3,3

Отже, на третині орних площ, сінокосів та пасовищ рослини піддаються негативному впливу підвищеної кислотності ґрунту.

На цих площах сільськогосподарських угідь відбувається зниження урожайності більшості сільськогосподарських культур і спостерігається інтенсивніша міграція радіонуклідів у системі ґрунт—рослина, що призводить до підвищення рівня радіоактивного забруднення продукції рослинництва.

Таким чином, аналіз результатів останнього агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення, забруднених радіонуклідами, підтверджує необхідність проведення хімічної меліорації в повному обсязі. Щорічні обсяги його в середньому по забрудненій радіонуклідами зоні повинні становити не менше 30 тис.га. Це дасть можливість гарантовано отримувати сільськогосподарську продукцію в межах ДР-97, не допустити вторинного підкислення ґрунтів у процесі їх використання та підвищити ефективність мінеральних добрив.

УДК 574.4:546.36

ОСОБЛИВОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ^{137}Cs ТА ^{90}Sr РІЗНИХ ЛАНОК ТРОФІЧНОГО ЛАНЦЮГА В УМОВАХ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ В ПІСЛЯЧОРНОБИЛЬСЬКИЙ ПЕРІОД

В.В. Борщенко,
С.П. Вербельчук,
Т.В. Вербельчук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Стаття присвячена узагальненню даних щодо забруднення різних ланок трофічного ланцюга ^{137}Cs та ^{90}Sr в умовах природних екосистем Полісся України. Протягом 1992–1997 років були зібрані зразки, які характеризують особливості міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr в трофічних ланцюгах (фітомаса природних пасовищ, молоко, продукти лісу; корми, гриби, проби м'яса та кісток косулі). Зразки відбирались у найбільш забруднених районах Житомирської області, які розташовані на відстані близько 80 км від Чорнобильської станції і характеризуються різними ступенями радіоактивних випадіння.

Визначення найбільш критичних джерел надходження радіонуклідів в організм людини є важливим елементом безпечного проживання населення в умовах радіоактивного забруднення. Сільське населення підлягає більш інтенсивному внутрішньому опроміненню, оскільки споживає місцеві харчові продукти. Відомо, що більшість сільських жителів, одночасно з їх виробництвом у власних підсобних господарствах, інтенсивно використовують "дари природи" – збирає продукти для харчування з напівприродних екосистем: гриби, горіхи, ягоди, полюючи на лосів, кабанів, оленів, ловить прісноводну рибу в місцевих озерах і ріках. Роль та важливість таких продуктів, які надходять в раціон людини за рахунок напівприродних екосистем, у формуванні дози опромінення сільського населення до цих пір не повністю з'ясована та досліджена.

Оцінка доз внутрішнього опромінення населення передбачає використовувати в прогностичних моделях комплекс параметрів, а саме: щільність радіоактивних випадіння, тип ґрунту, особливості надходження радіонуклідів у рослини, особливості харчування населення. Важливим також є різниця в поведінці ^{137}Cs та ^{90}Sr у навколишньому середовищі. Всі вищеназвані параметри мають істотне значення у радіоактивному забрудненні харчових продуктів та дозах, що отримує населення.

Завдання досліджень полягало у зборі експериментальних даних для їх подальшого використання при розрахунках доз внутрішнього опромінення людей, що проживають на територіях, забруднених радіонуклідами в результаті Чорнобильської катастрофи. Для реалізації мети досліджень ми планували вивчення таких питань: визначити коефіцієнти переходу ^{137}Cs в кормову базу косулі (різноманітні рослини лісових фітоценозів і грибів); визначити сезонну та річну динаміку накопичення ^{137}Cs м'язами косулі протягом різних років після аварії на ЧАЕС; визначити коефіцієнти переходу та агреговані коефіцієнти переходу ^{90}Sr в різні складові частини напівприродних екосистем: пасовищна трава, молоко корів, різні види лісової рослинності, гриби і м'ясо диких тварин.

Характеристика місцевості. Дослідження міграції радіонуклідів в природних фітоценозах проводилось протягом 1992–1997 років на стаціонарах, розміщених в Овруцькому та Народицькому районах Житомирської області.

Стаціонари в Овруцькому районі представлені лісовими угіддями, які знаходяться в зоні безумовного відселення на території сіл Колісники, Л.Романи, Деркачі, Журба. Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs становила 140 КБк/м², а ^{90}Sr – 40 КБк/м².

Стаціонари в Народицькому районі представлені природними луками і розташовані в заплаві річки Уж в межах с. Христинівка. Середня щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs становила 740 КБк/м², а ^{90}Sr – 25 КБк/м².

Динаміка накопичення ^{137}Cs в продукції лісу. Зведені дані щодо динаміки накопичення ^{137}Cs лісовою фітомасою і грибами на стаціонарах Овруцького району протягом 1992 – 1997рр. наведені в таблиці 1.

Результати досліджень міграції ^{137}Cs в продукти та корми лісового походження за 6 річний період спостережень (1992-1997 рр.) свідчать, що значення коефіцієнтів переходу змінювались від 6 до 86 (Бк/кг сухої речовини фітомаси)/(КБк/м²) для річних пагонів і листя дерев, та від 99 до 156 (Бк/кг сухої речовини фітомаси)/(КБк/м²) для чагарників. Рівень забруднення грибів також змінювався в широких межах, головним чином залежно від їх виду.

Найбільш низьким накопиченням ^{137}Cs відрізнялись білі гриби та лисички (середні значення коефіцієнтів переходу для грибів становили відповідно 270 та 350 (Бк/кг)/(КБк/м²). Середні рівні акумуляції ^{137}Cs були характерні для сиріжок та свинушок: середні значення коефіцієнтів переходу відповідно становили 690 та 780 (Бк/кг)/(КБк/м²). Найбільш інтенсивно ^{137}Cs накопичувався в плодовому тілі польських грибів - 2370 (Бк/кг)/(КБк/м²). Розрахунки накопичення ^{137}Cs плодовими тілами грибів базувались на даних, отриманих при вимірюванні активності ^{137}Cs в сухій речовині грибів.

Таблиця 1.

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs в кормові види рослин та гриби, (КП, Бк/кг сухої речовини)/(кБк/м²)

Вид рослин	Рік	Коефіцієнт переходу	
		М	М
Листя та пагони дерев			
Дуб (Quercus robur)	1992	44	7
Дуб (Quercus robur)	1997	60,0	29,9
Жолуді	1997	24	8,8
Береза (Betula pubescens)	1992	29	15
Береза (Betula pubescens)	1997	24	6,9
Верба (Salix spp)	1992	14,4	3,1
Верба (Salix spp)	1997	6	1,18
Сосна (Pinus sylvestris)	1992	12	15
Сосна (Pinus sylvestris)	1997	40,6	20
Осика (Populus tremula)	1992	86	35
Осика (Populus tremula)	1997	34,0	14
Фітомаса чагарників та трав			
Верес (Calluna vulgaris)	1992	114	43
Верес (Calluna vulgaris)	1997	155,8	34
Чорниця (Vaccinium myrtillus)	1992	112	22
Чорниця (Vaccinium myrtillus)	1997	140,8	19,3
Багно (Ledum palustre)	1992	118	41
Багно (Ledum palustre)	1997	99,1	38,8
Молінія (Molinia raerulea)	1992	137	29
Молінія (Molinia raerulea)	1997	87,57	26,8
Плодові тіла грибів			
Лисички (Cantharellus cibarius)	1992	359	117
Сироїжки (Russula flava)	1992	689	436
Свинушки (Paxillus involutus)	1992	2370	588
Польські гриби (Xerocomus badius)	1992	780	138
Білі гриби (Boletus edulus)	1992	282	47
Білі гриби (Boletus edulus)	1997	268	31

Аналіз змін коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в продукцію лісових фітоценозів протягом періоду досліджень (1992-1997 рр.) свідчить, що за цей час відбулися незначні зміни у їх значеннях. У більшості випадків значення коефіцієнтів переходу з ґрунту в рослини зменшились, особливо це стосується видів, які ростуть переважно у вологих місцях, зокрема: верба, осика, багно, молінія.

Радіологічні дослідження на тваринах також проводились в Овруцькому районі у 1992 - 1996 рр. при щільності радіоактивного забруднення ґрунту $56-442 \text{ КБк/м}^2$ (середнє значення 258 КБк/м^2).

Активність ^{137}Cs у м'ясі косулі протягом періоду досліджень змінювалась в межах від 1244 до 37625 Бк/кг , а агреговані коефіцієнти переходу становили $30 - 76 (\text{Бк/кг})/(\text{КБк/м}^2)$. Результати отриманих досліджень свідчать про різке зростання агрегованих коефіцієнтів переходу ($\text{КП}_{\text{ар}}$) в осінній період до $117 (\text{Бк/кг})/(\text{КБк/м}^2)$ (таблиця 2).

Зрозуміло, що дане явище зумовлене особливостями живлення тварин та їх селективності у виборі кормових засобів у різні періоди року. Обмежена кількість зразків рубця тварин не дала можливості точно визначити вплив окремих компонентів раціону косулі на забруднення її організму радіонуклідами.

Аналіз динаміки забруднення ^{137}Cs організму косулі свідчить про те, що протягом 5 років не відбулося зниження концентрації радіонукліду в м'ясі тварин, а навіть відзначено її зростання. Враховуючи, що за період досліджень не відбулося істотних змін у концентрації радіонукліду в кормовій базі тварин, значні варіації питомої активності ^{137}Cs у м'ясі можна пояснити споживанням тваринами грибів в осінній період. Відомо, що гриби відрізняються тривалим періодом ефективного екологічного напівочищення порівняно із кормовими видами рослин, що призводить до збільшення періоду ефективного екологічного напівочищення організму тварин. Виходячи з того, що продуктивність грибів, а також їх споживання дикими тваринами значно змінюється з року в рік, дуже важко прогнозувати динаміку забруднення ^{137}Cs організму тварин без врахування динаміки продуктивності грибів.

Таблиця 2.

Сезонні варіації забруднення ^{137}Cs м'яса косулі (Овруцький район)

Місяці року	1992 р.			1993р.			1994р.			1996р.			В середньому за 4 роки		
	n	вміст ^{137}Cs у м'язах, Бк\кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$	n	вміст ^{137}Cs у м'язах, Бк\кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$	n	вміст ^{137}Cs у м'язах, Бк\кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$	n	вміст ^{137}Cs у м'язах, Бк\кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$	n	вміст ^{137}Cs у м'язах, Бк\кг	$\text{КП}_{\text{ар}}$
1															
2	2	3626	21	2	2655	26	1	4229	25				5	3358	24
3															
4							1	3894	17				1	3894	17
5				1	3088	29	1	3985	27				2	3537	28
6	1	1244	16	2	1904	24							3	1684	21
7							1	10334	41	1	10800	25	2	10567	33
8	1	3044	44	1	13078	77				4	37625	107	6	27770	91
9	2	3268	40	1	3068	49	1	11783	45	1	2200	17	5	4717	38
10	1	17544	29							2	14470	113	3	15495	85
11										4	10280	59	4	10280	59
12				1	7585	30				1	6400	50	2	6993	40
1-12	7	5089	30	8	5230	36	5	6845	31	1 3	18458	76	3 3	10477	49

Накопичення ^{90}Sr в продуктах та кормах природних фітоценозів. Дані свідчать, що рівень забруднення ^{90}Sr продуктів був значно нижчим, ніж рівень забруднення ^{137}Cs , що зумовлюється, головним чином, більш низькими рівнями забруднення ^{90}Sr ґрунтів (таблиця 3).

Таблиця 3.

Загальні відомості щодо щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs та ^{90}Sr в районі досліджень.

Стационар	п	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs		Щільність забруднення ґрунту ⁹⁰ Sr		Співвідношення ¹³⁷ Cs \ ⁹⁰ Sr*
		кБк\м ²	Кі\км ²	кБк\м ²	Кі\км ²	
с. Христинівка, Народицький район, Житомирська область						
Стационар1 (заплава)	14	1491	40,3	30	0,82	49,4
Стационар2 (заплава)	14	361	9,8	7	0,18	54,2
с. Журба, с. Л.Романи, Овруцький район, Житомирська область						
Стационар3 (лісові угіддя)	25	138	3,7	38	1,03	3,6

*- Співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ свідчить про відмінності у складі радіоактивних випадіння для різних дослідних ділянок.

В той же час агреговані коефіцієнти переходу ^{90}Sr були значно вищими, ніж ^{137}Cs (таблиця 4). Так, наприклад, агреговані коефіцієнти переходу ^{90}Sr в пасовищну траву були в 10-50 разів вищими, ніж відповідні показники щодо ^{137}Cs , у молоко корів - у 10-50 разів, у пагони чорниці - у 1,5 разів. В той же час агреговані коефіцієнти переходу ^{90}Sr в річні пагони сосни звичайної, верби козячої, грибів, м'яса косулі були нижчими ніж агреговані коефіцієнти переходу ^{137}Cs .

Таким чином, рівні забруднення окремих харчових продуктів лісового походження, зокрема чорниці та кісток диких тварин при переході їх у відвар, можуть бути вагомим чинником забруднення радіоактивним стронцієм раціонів сільського населення. Особлива увага повинна приділятися регіонам де щільність радіоактивного забруднення ^{90}Sr ґрунтів перевищує 2 Кі/км².

Дослідженнями також встановлено, що коефіцієнти переходу ^{90}Sr у кормові види рослин визначались лише видом рослин і практично не залежали від типу ґрунту.

Таблиця 4.

Порівняння рівнів ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивність переходу радіонуклідів у фітомасу природних пасовищ, молоко, кормові види рослин, гриби, м'язи та кістки косулі в районі досліджень.

Назва продукції та місце відбору	¹³⁷ Cs Бк\кг сухої речовини	⁹⁰ Sr, Бк\кг сухої речовини		Коефіцієнти переходу та агреговані коефіцієнти переходу, (Бк/кг)/(КБк/м ²)	
		М	m	М	m
с. Христинівка Народицького району Житомирської області					
Стаціонар 1 (пасовищна трава)	631	420	43	14	1,44
Стаціонар 2 (пасовищна трава)	401	93	5	13,3	0,72
Стаціонар 1 (молоко корів)	121	18,5	5,5	0,62	0,18
Стаціонар 2 (молоко корів)	66	10	3	1,43	0,43
с. Журба, с. Л.Романи Овруцького району Житомирської області					
Фітомаса сосни звичайної	5181	744	117	20,04	2,62
Фітомаса верби козячої	802	795	7	22,08	0,19
Фітомаса чорниці звичайної	16891	6708	2420	186	67
Білі гриби	83802	41,5	2,5	1,15	0,07
М'ясо косулі	45135	5,7	0,9	0,16	0,02
Кістки косулі	4348	1546	393	42,9	10,9

Висновки

1. Дослідження особливостей переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr в трофічних ланцюгах проводились на дослідних станіонарах в Овруцькому і Народицькому районах Житомирської області, розташованих на відстані близько 80 км від ЧАЕС. Співвідношення $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ в ґрунтах

лісових масивів Овруцького району Житомирської області в середньому становило 3,6, а в Народицькому районі коливалось в межах від 49,4 до 54,2. Це свідчить про те, що дослідні стаціонари характеризуються різними формами радіоактивних випадінь.

2. Відібрані в районі досліджень зразки відрізняються високими рівнями радіоактивного забруднення: вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в більшості випадків перевищує допустимі рівні (ДР-97).

3. Аналіз динаміки коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в продукцію лісових біоценозів протягом експериментального періоду (1992-1997 рр.) доводить, що протягом даного періоду відбулися незначні зміни у значеннях коефіцієнта переходу. У більшості випадків значення коефіцієнтів переходу з ґрунту в рослини знизились, особливо це стосується видів, які ростуть переважно у вологих умовах місцезростання, зокрема верба, осика, багно, молінія.

4. При дослідженнях лісових біоценозів встановлені сезонні коливання у рівнях забруднення ^{137}Cs м'язової тканини косулі. Рівень забруднення організму косулі не зменшився за останні 5 років.

5. Коефіцієнти переходу ^{90}Sr у кормові види рослин визначались лише видом рослин і практично не залежали від типу ґрунту.

6. Оцінюючи рівні забруднення ^{90}Sr харчових продуктів лісового походження, які можуть мати вплив на формування доз внутрішнього опромінення людини, слід зазначити, що деякі із продуктів вимагають більшої уваги, зокрема ягоди чорниці, кістки диких тварин при їх відварюванні.

ВИКОРИСТАННЯ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТІВ ВОЛИНСЬКОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ, ЗАБРУДНЕНИХ ^{137}Cs ВНАСЛІДОК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

В.В. Снітинський,
В.Ф. Якобенчук

Україна, Львівський державний аграрний університет

На стаціонарній ділянці у Маневичському районі Волинської області протягом 10 років проводяться дослідження щодо міграції радіоцезію з ґрунту в рослину. У дерново-підзолистих ґрунтах спостерігалось зростання коефіцієнта переходу ^{137}Cs у сільськогосподарську продукцію. Встановлено накопичення радіоцезію в оршійно-горизонті дерново-підзолистих ґрунтів на глибині 80 – 120 см.

15 років – це час, який майже не вплинув на самоочищення Землі від тих страшних радіонуклідів, для очищення від яких (так вважають медики) потрібно два періоди напіврозпаду (60 років). Отже цей термін буде лежати в межах 300 років.

Зрозуміло, що людина повинна вжити заходів для використання тих “локальних” плям, які з’явилися на нашій планеті, і використовувати їх для відновлення сільськогосподарського виробництва.

Протягом 10 років ми проводимо свої роботи на території Маневичького району, який найбільше був забруднений ^{137}Cs .

Досліди проводилися в с. Лишнівка Маневичького району, ґрунти дерново-слабопідзолисті супіщані, рівень забруднення ^{137}Cs становила 1,0 Кі/кг ґрунту (“локальна пляма”).

Для дослідів використовували різні природні радіомеліоранти з додаванням різної кількості та форм калійних добрив.

На ділянці висаджували картоплю сорту Західний, який є стійким до фітофторозу і в умовах Волинського Полісся дає високі врожаї. З природних радіомеліорантів

використовували чистий від радіонуклідів гній (ВРХ), сапропель з озер Львівської області, торф низинний (Львівські торфорозробки – Печенія – Дубляни), торфокомпости, мінераломонтморилонітової групи сапоніт, який має досить високу вбирну здатність до радіонуклідів.

Досліди проводилися за загальноприйнятою методикою в умовах Полісся на дерново-підзолистих ґрунтах. Перед початком дослідів відбиралися зразки ґрунту на визначення вмісту радіонукліду ^{137}Cs . Після збирання врожаю теж аналізували продукцію та ґрунт на радіоцезій.

Визначення радіоцезію проводили на гамма-спектрометрі АМ-А-02ФІ з гуманіолітовим детектором. Торфокомпости виготовляли шляхом змішування з поташем (60% K_2O_3).

Дані багаторічних досліджень показують, що з умовою зменшення коефіцієнта переходу радіоцезію з супіщаного дерново-слабopідзолистого ґрунту Волинського Полісся України необхідно систематично дотримуватися радіоекологічної агротехніки вирощування культур, а саме, вносити під картоплю 60 т/га гною в комплексі з калійним добривом (поташ 60 кг д.р. на га), у цьому випадку КП радіоцезію, в порівнянні до контролю, зменшується майже втричі. Перспективним є варіант внесення мінералу сапоніту (30 т/га) в комплексі з фосфорно-калійним добривом (по 60 кг д.р. на га).

При умові кислого середовища ґрунту ці варіанти необхідно поєднати із внесенням вапняних добрив у вигляді доломіту по гідролітичній кислотності ґрунту. При вапнуванні кислих ґрунтів не застосовувати як вапняний матеріал цементний пил, бо він, за дослідженнями співробітників нашої кафедри, дає значне накопичення в ґрунті важких металів, таких як кадмій, свинець, нікель, мідь та інші, які є не менш небезпечними для людей, ніж радіонукліди.

При дослідженні поширення радіоцезію по профілю дерново-слабopідзолистого ґрунту після проведення контрзаходів (внесення радіомеліорантів) було виявлено його міграцію у нижні шари горизонту ґрунтів, тобто саме накопичення в оршштейновому горизонті на глибині 80 – 100 см. Концентрація радіоцезію у цьому горизонті зросла у порівнянні до поверхневих горизонтів у 3 – 4 рази (3,7 Кі/кг, а на глибині 0 – 10 см – 0,9 Кі/кг ґрунту).

Аналіз даних поширення ^{137}Cs по генетичних горизонтах на контрольній ділянці засвідчив, що найбільше його було на глибині 0 – 10 та 10 – 20 см. Таким чином, під дією радіомеліорантів відбувається зв'язування радіоцезію органічними кислотами внесених органічних добрив та зміна реакції середовища ґрунту в бік більш нейтральної.

ВПЛИВ СПОСОБІВ ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ ТА УДОБРЕННЯ НА ПРОДУКТИВНІСТЬ ТРАВСТОЮ БАГАТОРІЧНИХ ТРАВ І НАКОПИЧЕННЯ НИМ РАДІОНУКЛІДІВ.

**В.А. Полінкевич,
О.Ф. Смаглій**

Україна, Інститут сільського господарства Полісся УААН

Показано вплив різних способів обробітку ґрунту та удобрення природного кормового угіддя на продуктивність злакового травостою багаторічних трав і накопичення ним радіонуклідів.

Відомо, що навіть через тривалий період після аварії на ЧАЕС з природних кормових угідь неможливо одержати продукцію, що відповідає ДР. А тому необхідне вживання спеціальних заходів щодо поліпшення сіножатей і пасовищ з метою максимального зниження надходження радіонуклідів у корми. За попередніми даними, одержувати нормативно чисті корми на природних сіножатях і пасовищах надто складно, бо через ряд особливостей (тип

луків, режим зволоження, видовий склад травостою тощо) міграція радіонуклідів там інтенсивніша, ніж на орних землях.

Дослід, який проводився на стаціонарі відділу кормовиробництва Інституту сільського господарства Полісся Коростенського району Житомирської області, закладався на типовому для зони Полісся України дерновому середньопідзолистому супіщаному ґрунті, що має такі агрохімічні властивості: рН-4,5, гідролітична кислотність - 1,9 мг/екв. на 100 г ґрунту, низька забезпеченість фосфором - 4,7 і калієм - 3,3 мг/екв. на 100 г ґрунту. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами - 8-12 Кі/км².

Оцінка способів створення травостою з метою зниження вмісту радіонуклідів проводилася шляхом висіву насіння трав при різних способах обробітку ґрунту природного угіддя і використання добрив.

З метою зменшення надходження радіонуклідів у рослини вивчалися наступні способи підготовки ґрунту природного угіддя до посіву: 1) без обробітку ґрунту природного травостою, який існував до аварії на Чорнобильській АЕС та існує дотепер (контроль); 2) полицева оранка на 35-40 см; 3) полицева оранка на 28-30 см; 4) полицева оранка на 18-20 см; 5) дискування старовікового травостою багаторічних трав на 8-10 см; 6) старовіковий сіяний травостій, створений після аварії на Чорнобильській АЕС.

На всіх варіантах досліді щодо обробітку ґрунту висівалася суміш злакових багаторічних трав, в яку входили грястиця збірна (9 кг/га), костриця лучна (9 кг/га), стоколос безостий (12 кг/га).

Поперек ділянок з різними способами обробітку ґрунту і без нього вносили мінеральні добрива і вапно. Схема внесення була такою: 1) без добрив (контроль); 2) вапнування (5 т/га); 3) P₆₀ K₁₂₀; 4) N₆₀ P₆₀ K₁₂₀; 5) N₁₂₀ P₆₀ K₁₂₀.

Результати досліджень показали, що найбільш продуктивним виявився варіант з традиційним для зони Полісся України обробітком ґрунту – на глибину 18-20 см. Навіть без внесення добрив приріст врожаю на цьому варіанті становила 10,5 ц/га сухої маси. А при застосуванні різних видів і норм добрив урожай сухої маси збільшувався, порівняно з контролем, таким чином: при вапнуванні (5 т/га вапна) – в 1,1 раза, при внесенні P₆₀ K₁₂₀ – в 1,3, на фоні N₆₀ P₆₀ K₁₂₀ – в 1,9 раза і на фоні N₁₂₀ P₆₀ K₁₂₀ – в 2,8 раза. Дещо нижча продуктивність травостою відмічена на варіанті з обробітком 28-30 см.

Внесення різних видів і норм добрив значно впливає на висоту травостою. Порівняно з контролем, в середньому за три цикли використання травостою висота рослин збільшувалася при вапнуванні на 5 см, при внесенні фосфорно-калійних добрив – на 6 см, на фоні N₆₀ P₆₀ K₁₂₀ – на 8 см і при збільшенні азотних добрив до 120 кг/га д.р. – на 10 см.

Істотно впливають на висоту травостою і способи обробітку ґрунту. Це чітко простежувалося на варіанті, де добрива не вносились. Найвищий травостій формувався при звичайній (18-20 см) і середньоглибинній (28-30 см) оранці. На декілька сантиметрів нижчий травостій зафіксований при глибокій оранці (35-40 см), ще нижчий показник був на варіанті дискування (відповідно на 2 і 4 см). Найнижчий травостій був на старовіковому сіяному травостої 10-го року користування. Проте, порівняно з контрольним варіантом (природний травостій без добрив), висота травостою на цьому варіанті була вищою на 1-2 см. Звичайно, і врожайність змінюється тотожно змінам висоти травостою.

Не останнє місце при визначенні продуктивності травостою займає його густота. Різні агротехнічні заходи по-різному впливають на густоту багаторічних трав. При обробітку ґрунту на 18-20 см густота травостою збільшується майже в 2 рази, при 28-30 см - в 1,8 раза, при глибокій оранці – в півтора рази. На варіанті дискування відмічалось збільшення густоти в 1,3 раза і на старовіковому сіяному травостої – в 1,2 раза, порівняно з природним кормовим угіддям.

Мабуть, однією з найважливіших характеристик якості, поряд з кормовою цінністю, залишається здатність кормових культур накопичувати радіоактивні елементи. Згідно із розробленими раніше рекомендаціями, проведені у відповідному порядку агротехнічні та меліоративні заходи можуть знижувати накопичення радіонуклідів травостоєм.

За результатами трирічних досліджень, різні способи обробітку ґрунту та різні види і дози добрив по-різному впливають на накопичення радіонуклідів травостоєм багаторічних трав. При глибокій оранці на 35-40 см середній вміст радіоцезію в кормі був найменший і становив 165,5 Бк/кг сухої маси, тобто майже на 90 Бк менше, порівняно з контрольним

варіантом (табл. 1). На варіантах середньо- та мілкоголибинного обробітку ґрунту ця різниця становила відповідно 62 і 60 Бк. На варіанті з поверхневим обробітком ґрунту (дискування на 8-10 см) вміст Cs^{137} в травостой був меншим порівняно з контролем, на 56 Бк/кг сухої маси. На старовіковому сіяному травостой, який залужився після аварії на Чорнобильській АЕС, на 10-й рік користування також спостерігалось зниження (на 45 Бк) вмісту радіоцезію, порівняно з контрольним варіантом (природний травостій).

Таблиця 1

**Вплив способів обробітку ґрунту і удобрення на накопичення радіоцезію травостоєм,
Бк/кг сухої маси (1998-2000 рр.)**

Варіанти обробітку грунт	Варіанти удобрення										Середнє
	Без добрив		Вапнування		P ₆₀ K ₁₂₀		N ₆₀ P ₆₀ K ₁₂₀		N ₁₂₀ P ₆₀ K ₁₂₀		
	I	III	I	III	I	III	I	III	I	III	
Природний травостій	210	298	–	–	–	–	–	–	–	–	254,0
Оранка 35-40 см	135	190	138	168	138	183	123	189	188	203	165,5
Оранка 28-30 см	152	235	146	223	193	203	153	204	200	210	191,9
Оранка 18-20 см	203	193	168	210	204	206	130	200	207	215	193,8
Дискування 8-10 см	204	219	187	198	175	227	156	180	215	218	198,0
Старовіковий травостій 10-го року користування	180	280	173	215	171	212	162	252	230	215	209,0
Середнє	181	236	162	202	176	206	136	205	208	222	–

Примітка: I, III – перший і третій цикли використання.

Що стосується впливу різних норм і видів добрив, то при вапнуванні спостерігали зменшення вмісту радіонуклідів у кормі на 26 Бк, при внесенні $\text{P}_{60} \text{K}_{120}$ – на 17 Бк. При невеликій дозі азотних добрив (60 кг/га д.р.) на фоні фосфорно-калійних зафіксували зменшення вмісту Cs^{137} на 38 Бк, та коли дозу азотних добрив збільшували до 120 кг/га д.р., то збільшувався і вміст радіонуклідів у кормі (на 7 Бк), порівняно з контрольним варіантом.

Підтвердилися думки попередніх дослідників про те, що підвищення вологості ґрунту призводить до інтенсивнішого переходу радіонуклідів із ґрунту в рослину. Так, в першому циклі пасовищного використання травостою, який зазвичай припадає на більш посушливий період (травень-червень), вміст радіонуклідів у кормі був нижчий, порівняно з третім циклом використання (серпень-вересень), що насамперед пов'язано з погодними умовами і вмістом вологи в ґрунті.

А загалом, пасовищний корм, отриманий із забруднених радіоцезієм угідь, не перевищує допустимого рівня. Тому природні кормові угіддя із щільністю забруднення до 15 Ки/км^2 , при проведенні на них відповідних ресурсозберігаючих агротехнічних і меліоративних заходів, можуть використовуватися для випасання худоби без обмежень.

ФІЗИКО-ХІМІЧНА ТА АГРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ГРУНТІВ ПІДСОБНОГО ГОСПОДАРСТВА “ЧАЕС”. РАЦІОНАЛЬНЕ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ

В.П. Іванов

Україна, Сумський державний аграрний університет

Запропонований тип сівозміни, який забезпечить мінімальні затрати на обробіток ґрунту, та сприяє отриманню високоенергетичної сировини та продукції.

Орні землі підсобного сільськогосподарського підприємства “ЧАЕС” (с. Неданчичі та Комарівка) по генезису дерново-середньопідзолисті, глинисто-піщані та супіщані. Програма

досліджень передбачала вивчення основних фізико-хімічних і агрохімічних показників та розробку безпечної, екологічно та економічно обґрунтованої системи землеробства в умовах забруднення земель радіонуклідами.

Попередніми дослідженнями визначено, що ґрунти господарства містять незначну кількість Sr – 90 і підвищену Cs – 134 та Cs – 137. Сумарна щільність забруднення орних земель та угідь господарства коливається в межах 2,5 ..4 Сі/км². Це спонукає до забезпечення екологічно чистого землеробства.

Об'єкти дослідження – ґрунти шести полів польової сівозміни.

Невеликий вміст гумусу, підвищена кислотність та низька насиченість ґрунтів основами буде сприяти утриманню катіонних форм радіонуклідів в увібраному, а отже, здатному до обміну стані.

Одним із шляхів зменшення надходження радіонуклідів у рослинну продукцію є дискримінація їх шляхом застосування хімічних меліорантів та добрив (відповідно до стронцію, цезію дискримінатори – кальцій, калій). Тому необхідною умовою зменшення надходження радіонуклідів у рослинну продукцію є вапнування ґрунту та внесення підвищених (до 25 – 30% проти потреби) доз калійних добрив. Для підвищення врожайності сільськогосподарських культур необхідно застосувати також підвищені дози азотних та фосфорних добрив, оскільки ґрунти господарства характеризуються низьким їх вмістом.

Забезпечити екологічну чистоту вирощуваної продукції можна також підбором відповідних рослин, об'єднаних у сівозміну. Особливої уваги заслуговують рослини, які вбирають найменшу кількість радіонуклідів. До них належать озиме жито, овес, картопля, ріпак, капуста та інші. Доцільно також вирощувати одно- та багаторічні трави на насіння.

З урахуванням розвитку виробництва у господарстві (а ще можливості кооперації з сусідніми господарствами) доцільно запровадити оптимальний тип сівозміни та створити комплексні цехи або окремі підприємства для переробки картоплі на крохмаль та насіння ріпака - на олію з наступною переробкою їх на технічний спирт та паливо. Найбільш оптимальною для господарства буде сівозміна з мінімальним насиченням просапними культурами: овес з підсівом трав, багаторічні трави, озиме жито, картопля, однорічні трави, ріпак.

Запропонований тип сівозміни забезпечить мінімальні затрати на обробіток ґрунту, оскільки просапних культур всього одне поле, та сприятиме отриманню вискоенергетичної сировини та продукції. Солома, трава, стебла залишаються в полі і приорюються як органічні добрива. Культури в сівозміні біологічно сумісні, не мають спільних хвороб та шкідників, що забезпечує необхідний фітосанітарний стан сівозміни і ґрунту в цілому.

ВПЛИВ МЕХАНІЧНОГО СКЛАДУ ТА ВМІСТУ ГУМУСУ У ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ГРУНТАХ НА РУХЛИВІСТЬ РАДІОЦЕЗІЮ В ЛАНЦІ ГРУНТ – ФІТОМАСА ЗЛАКОВИХ ЗЕРНОВИХ КУЛЬТУР

Т.М. Коткова

Державна агроєкологічна академія України, м. Житомир

У статті наведений вплив механічного складу та вмісту гумусу на накопичення ^{137}Cs озимою пшеницею та ячменем на дерново-підзолистих супіщаних та дерново-підзолистих легкосуглинкових оглеєних ґрунтах Полісся України

Механічний склад ґрунту є однією із властивостей ґрунту, від яких найбільше залежить рухливість радіонуклідів.

Вміст ^{137}Cs в рослинах, вирощених на різних типах ґрунтів, а також на різних ґрунтових відмінах в межах одного типу дуже відрізняється. Результати визначення вмісту радіоцезію у фітомасі злакових культур, вирощених на різних підтипах дерново-підзолистих ґрунтів, отримані автором, показали, що активність ^{137}Cs у фітомасі сільськогосподарських культур залежить в першу чергу від вмісту часточок $< 0,01$ мм та вмісту органічної речовини. На дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах Народицького району, на посіві озимої пшениці у фазу повної стиглості, де середній вміст фізичної глини був 15,8 %, активність ^{137}Cs в ґрунті була в середньому 301,2 Бк/кг, активність ^{137}Cs в рослинах – 129,2 Бк/кг (табл. 1.). В той же час на дерново-підзолистих легкосуглинкових оглеєних ґрунтах з вмістом фізичної глини 26,0 % активність ^{137}Cs в ґрунті становила 321,8 Бк/кг, а активність його в рослинах – 102,6 Бк/кг. Незважаючи на те, що дослідні ділянки були розміщені поряд, середні значення решти агрохімічних показників істотно не відрізнялися, хоча спостерігалася незначна їх варіація, що також значною мірою впливає на накопичення ^{137}Cs у фітомасі злакових зернових культур. Середні значення агрохімічних показників ґрунту досліджуваних ділянок наведені в табл. 1.

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту в першому випадку становить 78,3 кБк/м² в перерахунку на 20 см шар, в другому – 96,5 Бк/кг. Однак активність ^{137}Cs в рослинних зразках значно нижча в другому випадку. Середнє значення КП на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах було 1,6, а на дерново-підзолистих легкосуглинкових оглеєних – 1,06.

Відповідно на посіві ячменю, де вміст фізичної глини в середньому становив 14,64%, а активність ^{137}Cs в ґрунті була в середньому 303,25 Бк/кг, активність його в рослинах – 121 Бк/кг на дерново-підзолистих супіщаних, в той час як на дерново-підзолистих легкосуглинкових оглеєних ґрунтах середній вміст фізичної глини – 27,3 %, активність ^{137}Cs в ґрунті складала 315,05 Бк/кг, а активність його в рослинах – 100,8 Бк/кг. Отже, щільність радіоактивного забруднення ґрунту в першому випадку становитиме 75,8 кБк/м² в перерахунку на 20 см шар, в другому – 94,5 кБк/м², проте активність ^{137}Cs в рослинних зразках у другому випадку, навпаки, нижча. Це говорить про те, що ^{137}Cs має здатність сорбуватись полідисперсними часточками менше, мігруючи у ґрунтового профілі та в ланці ґрунт-рослина. Отже, на накопичення ^{137}Cs в ґрунті та ланці ґрунт - рослина найголовніше значення має механічний склад ґрунту.

Таблиця 1

Параметри агрохімічних та фізико-хімічних показників ґрунту на ділянках посіву озимої пшениці у фазу повної стиглості

Агрохімічні показники та значення КН та КП	Дерново-підзолисті супіщані	Дерново-підзолисті легкосуглинкові оглеєні
n	23	20
Активність ^{137}Cs в ґрунті, Бк/кг	301,2±15,2	321,2±51,5
Активність ^{137}Cs в фітомасі, Бк/кг	129,2±13,8	102,6±12,9
КН	0,4±0,04	0,3±0,04
КП, м ² кг ⁻¹ 10 ⁻³	1,6±0,16	1,06±0,16
S, мекв/100г	17,2±1,68	19,2±2,85
H _г , мекв/100г	3,28±0,62	3,27±0,55
pH _{kcl}	6,47±0,29	6,24±0,36
pH _{H2o}	7,03±0,29	6,98±0,31
S _{Ca⁺⁺+Mg⁺⁺} , мекв/100г	10,18±0,87	11,0±1,23
Ca ⁺⁺ , мекв/100г	8,3±1,03	8,6±0,84
Mg ⁺⁺ , мекв/100г	1,88±0,84	2,4±0,4
P ₂ O ₅ , мекв/100г	6,35±0,74	6,56±0,89
K ₂ O, мекв/100г	13,88±2,88	17,59±4,04
Вміст гумусу, %	1,53±0,12	1,72±0,14
Вміст фіз. глини, %	15,77±2,60	25,96±3,42

Досліджуючи питання впливу механічного складу ґрунту на накопичення ^{137}Cs в ланці ґрунт-рослина озимої пшениці, отримали таку залежність (рис. 1.).

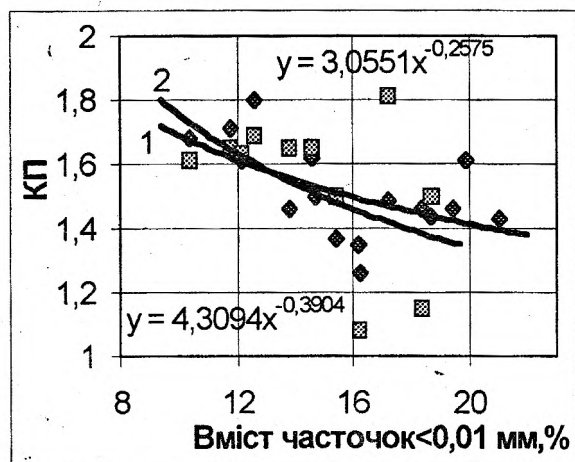


Рис. 1. Графік залежності коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у фітомасу злакових культур від вмісту у ґрунті часточок <0,01мм (1 – пшениця, 2 – ячмінь)

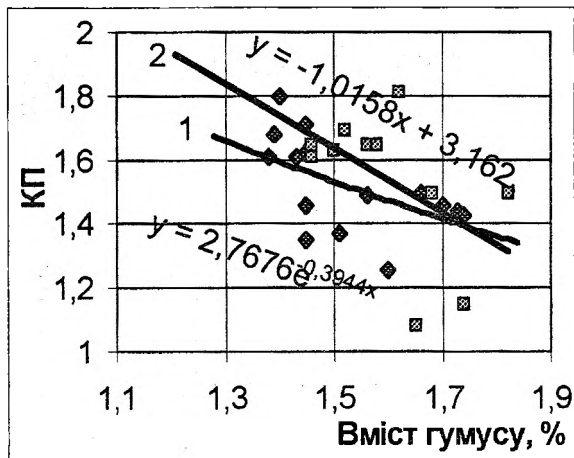


Рис. 2. Графік залежності коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у фітомасу злакових культур від вмісту гумусу у ґрунті (1 – пшениця, 2 – ячмінь)

Ці залежності КП від вмісту фізичної глини описуються досить тісними множинними рівняннями ($r = -0,46$ – для ячменю та $r = -0,54$ – для озимої пшениці на 0,95 % довірчому рівні). Негативне значення коефіцієнта кореляції в обох випадках свідчить про обернену залежність між активністю ^{137}Cs у фітомасі ячменю та озимої пшениці із вмістом фізичної глини в ґрунті. Із збільшенням вмісту глинистих часточок в ґрунті знижується коефіцієнт переходу ^{137}Cs із ґрунту у фітомасу озимої пшениці та ячменю.

Ще одним досить важливим механічним показником ґрунту є вміст гумусу. При дослідженні цього явища на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах Полісся Житомирщини в даному діапазоні показників вмісту гумусу отримали цікаву закономірність. Підвищений вміст гумусу в ґрунті, як і механічний склад, позитивно впливає на зменшення активності ^{137}Cs в фітомасі як ячменю, так і пшениці. Відповідно зменшуються і коефіцієнти переходу. При збільшенні вмісту гумусу в ґрунті коефіцієнт переходу ^{137}Cs із ґрунту у фітомасу озимої пшениці та ячменю зменшується внаслідок закріплення радіоізоотопу тонкодисперсною фракцією органічної речовини (рис.2.).

Ці рівняння описуються теж досить тісними залежностями ($r = -0,52$ для ячменю та $r = -0,56$ для озимої пшениці на 95 % довірчому рівні). Обернені значення коефіцієнтів кореляції свідчать про обернену залежність між показниками активності ^{137}Cs у фітомасі обох культур і вмістом гумусу в ґрунті.

УДК 637. 5'7. 03:539.1.04

ВПЛИВ ПЕРЕРОБКИ НА РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ДИЧИНИ

З. М. Шелест,
Л. О. СолодкаУкраїна, Житомирський інженерно-технологічний інститут, м. Житомир
Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

У статті проаналізовані результати використання найпростіших методів обробки м'яса диких копитних тварин, забруднених ^{137}Cs . Визначені оптимальні строки цієї обробки і надані практичні рекомендації щодо зниження рівня радіоактивного забруднення м'яса.

Дичина – специфічний продукт харчування людей, який у раціоні окремих груп населення Центрального Полісся може бути досить істотним. У цьому випадку високий вміст радіонуклідів у м'ясі диких тварин стає джерелом додаткового внутрішнього опромінення для мисливців та членів їх родин. При правильному режимі харчування людей, які проживають на радіоактивно забруднених територіях, надходження в організм радіоіотопів можна зменшити. Застосовування спеціальних технологій переробки, сорбентів та добавок дозволяє значно знизити вміст ^{137}Cs у м'ясі та м'ясопродуктах, зберігаючи їх харчову цінність та смакові якості. Звичайно, в домашніх умовах використання спеціалізованих методів переробки м'ясопродукції неможливе. У цій роботі застосовувались звичайні способи попередньої обробки м'яса, а саме: заморожування та послідовне вимочування у розчині харчової солі (4% NaCl), підкисленому оцтовою кислотою (1% CH_3COOH). Така обробка продукції є найпростішою та найдоступнішою для пересічного споживача.

Мета нашого дослідження – визначити ступінь зниження концентрації радіонукліду у м'ясі різних видів копитних тварин та оптимізувати технологію використаної попередньої обробки стосовно вмісту ^{137}Cs . Перед проведенням досліджень м'ясо дичини подрібнювалося на шматки вагою близько 10 г, очищувалося від сполучної тканини та промивалося.

Результати проведених досліджень свідчать про те, що запропоновані методи попередньої обробки дичини значною мірою впливають на вміст ^{137}Cs у м'ясі (табл.1).

Таблиця 1

Вплив попередньої обробки м'яса на вміст ^{137}Cs

Способи обробки	Питома активність ^{137}Cs у м'ясі (Бк/кг)		
	козуля	лось	дикий кабан
Свіже м'ясо	27000	3150	5230
Розморожене - -	21900	2340	3440
Вимочене - - 3 години	16400	1800	2850
- " - 6 годин	14500	1290	1800
- " - 12 годин	11300	1040	1420
- " - 24 години	7420	790	1180
- " - 30 годин	3520	528	673
- " - 48 годин	1930	118	282
Загальне зменшення вмісту ^{137}Cs у зразках	14 разів	27 разів	19 разів

Аналіз зміни питомої активності ^{137}Cs у розморожених зразках відносно початкової концентрації свідчить, що лише просте заморожування м'яса з наступним промиванням проточною водою веде до істотної зміни вмісту радіонукліду. Порушення структурної цілісності м'язових тканин, яке є результатом дії низьких температур, дозволяє вивільнити від 19% до 33% ^{137}Cs (відповідно м'ясо козулі та м'ясо дикого кабана). Заморожування у

холодильній камері є найпоширенішим способом зберігання м'яса у побуті. Враховуючи зменшення концентрації ^{137}Cs при розморожуванні, слід рекомендувати м'ясо дичини, вміст ^{137}Cs у якому перевищує гранично допустимі рівні біля 25%, не вживати у свіжому вигляді, а спочатку порізати його на шматки і заморозити. Зрозуміло, що ніяких втрат споживчих якостей продукції у цьому випадку не спостерігається. Через 6 годин після вимочування у підсоленій та підкисленій воді попередньо замороженого м'яса з одноразовою зміною розчину концентрація радіонукліду у ньому зменшується практично вдвічі. Найбільш ефективним цей спосіб виявився для свинини. Можливо, це пов'язане з більш легкою структурою свинини (дикий кабан) у порівнянні з яловичиною (козуля і лось). При вимочуванні м'яса дичини протягом доби з триразовою зміною розчину у зразках залишається лише 25% від початкової питомої активності ^{137}Cs . При порівнянні результатів для м'яса мисливських тварин різних видів виявилось, що через добу такої обробки різниця у темпах зниження вмісту радіонукліду у зразках м'яса різного походження практично не спостерігається. Результатом 48-годинного вимочування м'яса дичини у 4% розчині харчової солі, підкисленому до 1% оцтовою кислотою, є зниження питомої активності ^{137}Cs у м'ясі козулі в 14 разів, у м'ясі лося - в 27 разів, а у м'ясі дикого кабана - у 19 разів у порівнянні з початковим рівнем радіоактивного забруднення. Таким чином, застосовуючи досить прості і загальнодоступні способи попередньої обробки м'ясопродукції, можна отримати значне зниження концентрації ^{137}Cs у продукції мисливського господарства.

Маса зразка, кг

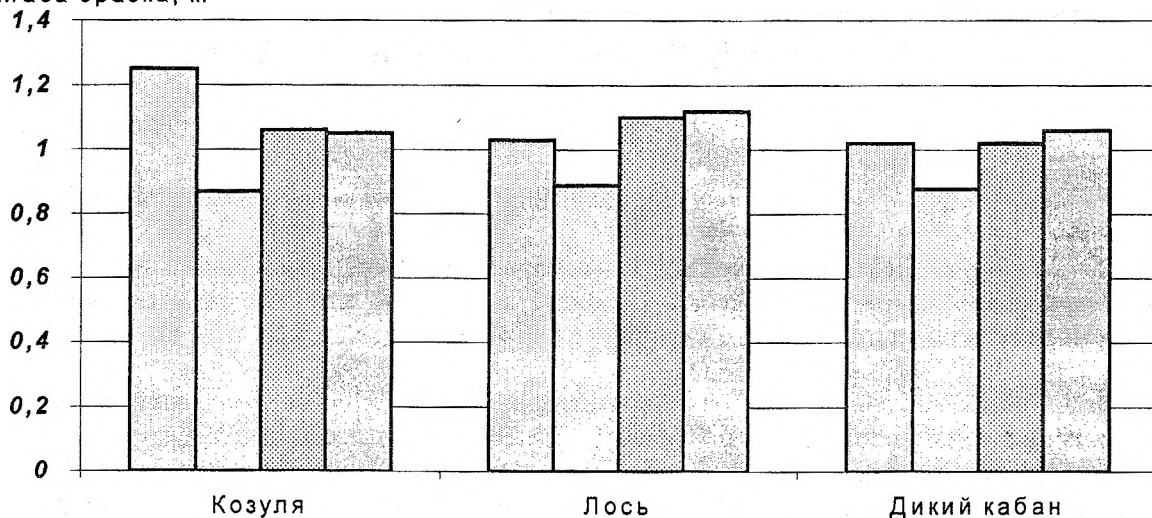


Рис. 1 Зміна маси зразків м'яса при тривалому вимочуванні у підкисленому розчині харчової солі

Для того, щоб оцінити вплив тривалого вимочування на харчові якості м'яса, ми проаналізували динаміку зміни маси зразків протягом тривалого вимочування у підкисленому розчині харчової солі (рис. 1). Як свідчать отримані результати, вимочування м'яса дичини протягом 48 годин впливає на його масу і, відповідно, на харчові якості. Протягом першої доби маса зразків зменшується через втрату їх соку. Потім маса зразків починає збільшуватися – у тканини надходить вода. Це може призвести до певних втрат харчових якостей м'яса дичини. Таким чином, можна зробити висновок про те, що довгострокове вимочування м'ясної продукції недоцільне.

Узагальнюючи результати досліджень впливу попередньої технологічної обробки м'яса диких тварин на вміст ^{137}Cs у кінцевій продукції, можна рекомендувати для використання у побуті:

- попереднє заморожування подрібненої на шматки близько 10 г м'ясопродукції;
- вимочування м'яса у 4% розчині харчової солі, підкисленому до 1% оцтовою кислотою. Розчин готується з розрахунку 40 г харчової солі та 90 мл 9% харчового оцту на 1 л рідини;

- вимочування доцільно проводити не більше 6 годин з щогодинною зміною промиваючого розчину.

Застосування описаних вище методів попередньої обробки дозволить використовувати м'ясо диких тварин, вміст ^{137}Cs у якому не перевищує 1600 Бк/кг. Це може дещо розширити можливість використання мисливських угідь. У відповідності до "Рекомендацій щодо ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення" (1998), виходячи із залежності питомої активності ^{137}Cs у м'язах козулі від щільності радіоактивного забруднення ґрунту, було рекомендовано не полювати восени на цей вид в угіддях, де рівень радіоактивного забруднення місцевості перевищує 26 кБк/м². Ця заборона була пов'язана зі значним ризиком отримання забрудненої продукції. Враховуючи результати попередньої простої і загальнодоступної технологічної обробки м'ясопродукції, можна говорити про те, що гранично допустимий рівень щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у мисливських угіддях може бути знижений до 40 кБк/м². Але обов'язковою умовою такого дозволу повинен бути контроль питомої активності ^{137}Cs у м'ясі та його технологічна переробка перед вживанням.

ПРОДУКТИВНІСТЬ ТА ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ПАСОВИЩ СУХОДІЛЬНИХ ЛУК ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

В.В. Мойсієнко

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Продуктивність та якість травостою пасовищ суходільних лук в умовах радіоактивного забруднення Полісся України залежить від часу перезалуження та видового складу рослинності

Суходільні луки є синантропно-вторинними утвореннями, які виникли на місці зведених людиною лісів. Вони в основному займають вододільні масиви, горби та схили північно-західної частини Полісся, решта – у південно-східній. Зволожуються переважно атмосферними опадами. Недостатній і непостійний водний режим є характерною їх особливістю. Під суходільними луками здебільшого розвиваються дернові, легкі за механічним складом, опідзолені, бідні на поживні речовини, ґрунти. Частина суходільних лук є перелогами (залишки перелогової системи землеробства), де під впливом сінокосіння і випасу ці угруповання перетворюються на різнотравно-злакові й навіть злакові з участю характерних видів: мітлиці тонкої, пирію повзучого, костриці червоної, пахучої трави, біловусу стиснутого (Афанасьєв, 1968; 1982; Боговін, 1990).

На вирубках лісів з більш родючими ґрунтами під впливом використання формуються луки з переважанням мітлиці тонкої, костриці червоної і лучної, щучника дернистого, пахучої трави. Під впливом нераціонального догляду та безсистемного використання вони дуже деградують, травостій їх вироджується. Ці луки придатні для створення високопродуктивних сіяних, переважно бобово-злакових травостоїв і короткострокового використання. Вирубки лісів з багатшими ґрунтами здебільшого перетворені в орні землі. На схилах у результаті інтенсивного землеробства, у зв'язку з розвитком ерозійних процесів, ці ґрунти дуже еродовані. Ось чому такі ділянки необхідно відводити під сіяні високопродуктивні луки, які здатні стримувати розвиток цих негативних явищ.

Таблиця 1

Продуктивність пасовищ суходільних лук та вміст ^{137}Cs у травостой залежно від часу їх поліпшення та видового складу (на прикладі господарств Олевського району Житомирської області).

Господарство, місцева назва Урочища, ґрунт	Пере- залу- ження, рік	Видовий склад травостою	Вихід, ц/га		Активність ^{137}Cs , Бк/кг	
			тра- ви	кормових одиниць	ґрунт	трава дернин
ПОСП "Білокор- вицьке", ур. "Під Волокою", дерново- підзолистий піщаний	до аварії на ЧАЕС	Різотравно-злаковий: Taraxacum officinale, Achillea millefolium, Rumex confertus, Ranunculus repens, Poa pratensis	49,0	10,3	174	<u>214</u> 489
ПОСП "Білокор- вицьке", ур. "Круг", дерново- підзолистий піщаний	1997	Злаковий: Poa pratensis, Dactylis glomerata, Festuca pratensis, Phleum pratense	98,0	22,5	262	<u>105</u> 249
П(ПО)СП "Іскра", ур. "Ковбаший мох", дерново- підзолистий піщаний	1995- 1996	Злаковий: Poa pratensis, Dactylis glomerata, Festuca pratensis, Phleum pratense	86,0	19,8	256	<u>113</u> 264
СГВК "Майдан", ур. "Красний луг", дерново- підзолистий піщаний глейовий	1995	Злаково-різотравний: Poa pratensis, Dactylis glomerata, Elytrigia repens, Taraxacum officinale, Achillea millefolium	75,0	17,2	180	<u>64</u> 186
ПОСП "Червона зірка", ур. "Пересла", дерново- підзолистий піщаний глейовий	1989	Різотравно-осоковий: Taraxacum officinale, Ranunculus repens, Achillea millefolium, Carex praecox	57,0	11,4	278	<u>118</u> 272
П(ПО)СП "Кишин- ське", ур. "Грудки", дерново- підзолистий суглинковий	1986	Різотравно-злаковий: Potentilla anserina, Taraxacum officinale, Achillea millefolium, Poa pratensis, Festuca pratensis, Elytrigia repens	52,0	10,4	142	<u>86</u> 150
П(ПО)СП "Кишин- ське", ур. "Захаркове" дерново- підзолистий суглинковий	1995	Злаковий: Poa pratensis, Dactylis glomerata, Festuca pratensis, Phleum pratense	90,0	20,7	102	<u>60</u> 99

Багато господарств ефективно використовують природні кормові угіддя, одержують на них по 30-50 ц/га сіна. В основному ж продуктивність лучних угідь Полісся ще низька. Середня урожайність сіножатей не перевищує 15-17 ц/га, а поліпшених - 20 ц/га сіна, пасовищ - 50-60 ц/га зеленої маси. Низька продуктивність лучних угідь обумовлена в першу чергу безгосподарністю, недостатньою забезпеченістю ресурсами, зокрема добривами та насінням трав. При мінімальній потребі 120-150 кг/га діючої речовини вноситься не більше 10-12 кг/га (Курбак, 1995). Ефективним прийомом підвищення продуктивності лук є їх докорінне поліпшення, яке включає комплекс меліоративних, культуртехнічних і агротехнічних заходів. Одним з основних кінцевих етапів докорінного поліпшення є залуження травосумішками.

Ефективність застосування агротехнічних заходів з метою зменшення переходу радіонуклідів у корми з сіножатей і пасовищ вивчалась в роботах Перепелятника Г.П. (1997), Будкевич Т.А., Пикун П.Т. (1990,1991), Жигарьової Т.Л., Ратникова А.Н. (1997), Фірсакової С.К., Гребеншикової Н.В., Тимофєєва С.Ф. (1992,1996), Котика В.А. (1996), Алексахіна Р.М. (1992) та інших вчених.

Дослідження проводились в умовах радіоактивного забруднення на природних луках Олевського району Житомирської області. Впродовж 1999-2001 рр. нами проведена детальна інвентаризація цих угідь, встановлений їх видовий склад, визначені продуктивність травостою та вміст радіонуклідів у травостої та дернині суходільних лук. Щільність забруднення ґрунту - від 1 до 5 Кі/км². У господарствах різних форм власності пасовища займають територію 9,34 тис. га, з них на суходільних луках - 3,86 тис. га. Забезпеченість на одну корову в середньому по району становить 0,69 га.

Радіонуклідів накопичується менше в травах, які ростуть на ґрунтах більш високого рівня родючості. Встановлено, що на дерново-підзолистих піщаних ґрунтах у травостої пасовищ суходільних лук нагромаджується більше радіонуклідів, ніж на суглинкових за механічним складом ґрунтах. За рахунок підвищення родючості ґрунту можна досягти зниження накопичення в травах цезію-137 до 3-4 разів. Ботанічні групи трав за величиною забруднення ¹³⁷Cs на суходолах розміщуються так: злакові – різнотрав'я – осоки і ситники.

В значній мірі підлягають забрудненню радіонуклідами трави, які ростуть на луках з низькою продуктивністю (осоки, ситники, різнотрав'я). Культурні види злакових трав (тимофіївка лучна, вівсяниця лучна, грястиця збірна, тонконіг лучний тощо) менше інших накопичують ¹³⁷Cs.

Вирощування чистих пасовищних кормів на забруднених територіях поєднується з розробкою системи агротехнічних заходів, які дають можливість одержувати економічно обґрунтовані рівні продуктивності при необхідній якості кормів і обов'язковому зниженні накопичення радіонуклідів у кормах до тимчасово допустимого рівня.

Дослідження показали, що ефективність таких заходів, як внесення мінеральних і органічних добрив, використання меліорантів в комплексі з різними способами обробітку ґрунту, створення культурних луків, різні і залежить від ґрунтового покриву, природних умов і складу травостою. Їх дієвість визначається властивостями поглинального комплексу ґрунту і біологічними особливостями вирощуваних рослин.

Виявлено, що продуктивність і накопичення радіоцезію в травах залежать від часу залуження. Це пояснюється тим, що з віком рослин змінюється склад травостою, формується зовсім інший лучний біоценоз. Цінні кормові трави випадають, з'являється різнотрав'я та осоки, травостій зріджується і має низьку кормову оцінку. Так, урожайність пасовищної трави на ділянках, створених 3-5 років назад, становить 75,0-98,0 ц/га, що у 1,5-2 рази більше порівняно з неполіпшеними кормовими угіддями. Якість кормової одиниці пасовищного корму при цьому збільшується з 70,7 до 109,0 г перетравного протеїну.

Одержані результати досліджень за кількісними характеристиками радіоактивного забруднення рослинності лук показали широку варіабельність накопичення ¹³⁷Cs залежно від ботанічного і видового складу травостою, фізико-хімічних властивостей ґрунту і часу, що пройшов після випадання радіонуклідів.

Вивчення закономірностей поведінки ¹³⁷Cs в системі ґрунт - травостій на природних суходільних луках дає змогу підготувати конкретні рекомендації щодо їх поліпшення в умовах господарств Житомирщини. Дослідження стосовно розробки технології створення довгорічних травосумішок показали, що важливою умовою довготривалості є включення в них довгорічних видів. Склад травосумішок і співвідношення норм висіву насіння трав у сумішках слід диференціювати залежно від ґрунтових умов. При створенні сіяних багаторічних травостоїв після докорінного поліпшення малопродуктивних суходільних лук або вироджених старих штучних пасовищ більш доцільно застосовувати прискорене залуження.

Проведення необхідного комплексу заходів для докорінного поліпшення суходільних лук в господарствах Олевського району забезпечили отримання молока, що відповідає ДР-97 за вмістом ¹³⁷Cs (100 Бк/л).

УДК 631.438: 546.36:630*2:574.4 (477.42)

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТІВ У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПОЛІСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

Г.І. Васенков,
О.В. Бельська

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Дана оцінка радіоекологічного стану ґрунтів Поліського природного заповідника в умовах вологих суборів та свіжих борів, зроблено прогноз динаміки радіоцезію у ґрунтах на період до 2010 року.

Щільність забруднення лісових масивів України, яке пов'язане з аварійними випадіннями радіонуклідів з атмосфери після аварії на ЧАЕС, значно вища, ніж сільськогосподарських угідь.

За даними радіаційного обстеження лісів, 1,5 млн.га мають щільність забруднення цезієм-137 понад 37 кБк/м². Лише у Житомирській області забруднено 60% загальної площі лісових масивів.

Процес міграції радіонуклідів у лісових екосистемах в заповідних умовах має свої особливості.

На більшій частині площі заповідника щільність забруднення ґрунту радіоцезієм знаходилася в межах від 37,1 до 185,0 кБк/м² (18440 га) – 49,78% площі. До 37 кБк/м² забруднено 987 га – 5 % площі. Всього 3% площі (627 га) характеризується щільністю забруднення 185,1 – 370 кБк/м²

Темпи вертикального перерозподілу радіоактивних елементів у лісових ґрунтах істотно відрізняються від таких на сільськогосподарських угіддях. У лісах після переміщення основної кількості радіонуклідів на лісову підстилку спостерігається дуже повільна їх міграція в глиб ґрунту. У вологих борах на дерново-слабопідзолистому піщаному ґрунті, що має досить потужний шар лісової підстилки (6-7 см), навіть через 6 років після аварії 70% активності радіоцезію не дійшла до мінеральної частини ґрунту. На більш багатих дерново-середньопідзолистих супіщаних ґрунтах у вологому суборі частина питомої активності ¹³⁷Cs у лісовій підстилці трохи менша, ніж у попередньому випадку, але також досить значна (68,4%).

Більша частина радіоцезію міститься у лісовій підстилці. Так, вміст ¹³⁷Cs у 1995 році складав 95,43% від 1992 року, а у 1999 році – 88% у свіжих борах та відповідно 94,15 та 80,4% у вологих суборах (табл.1.). Відповідно збільшується вміст радіоцезію у нижніх шарах. Причому, якщо у шарі 0-2 см радіонукліди переміщуються переважно за рахунок мінералізації лісового опаду, то в нижніх шарах його збагачення відбувається за рахунок вимивання з верхнього шару.

У свіжих борах та вологих суборах менш інтенсивно проходить перехід у 1,5-см шар у перші роки після випадіння і надходження радіонуклідів з опадом (1992- 1995 рр.) і більш інтенсивно в пізніший термін (1995-1999 рр.). Із глибиною цей показник зменшується і на глибині 13-17 см мало відрізняється. Розподіл радіоцезію по ґрунтовому профілю в різних лісорослинних умовах також відмінний, що пов'язано з ґрунтовими та гідрологічними особливостями.

З часом, завдяки мінералізації лісового опаду та переміщенню радіонуклідів із лісової підстилки у ґрунт і в процесі інфільтрації у нижні шари, відбувається їх перерозподіл по ґрунтовому профілю.

Вміст радіонуклідів у природному середовищі зменшується відповідно до фізичного розкладу. Це ж трапляється і на досліджених лісових територіях заповідника, що призводить до зміни щільності забруднення. Основна радіоактивність досліджених ґрунтів припадає на ¹³⁷Cs. Його фізичний напіврозклад становить 30,2 року. Відповідно радіоактивність досліджених територій за період з 1986 по 2016 роки зменшиться вдвічі. А за один рік активність радіоцезію в ґрунтах зменшується на 1,66%.

Таблиця 1

Динаміка розподілу вмісту ^{137}Cs у ґрунті різних типів умов місцезростання
(Овруцький район, Поліський природний заповідник)

Лісорослинні умови, щільність забруднення (кБк/м ²)	Роки	Лісова підстилка	Глибина, см					
			0-2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	6,1-11,0	11,1-15,0	15,1-20,0
Бір свіжий (A ₂), 146-184	1992	6236	1326	561	427	205	107	45
		70,0	14,9	6,3	4,8	2,3	1,2	0,5
	1995	5904	1361	716	504	212	80	62
		66,8	15,4	8,1	5,7	2,4	0,9	0,7
	1999	5831	1751	880	558	265	123	57
		61,6	18,5	9,3	5,9	2,8	1,3	0,6
Субір вологий (B ₃), 76-105	1992	1130	249	102	84	51	23	12
		68,4	15,1	6,9	4,4	3,1	1,4	0,7
	1995	937	231	119	77	41	31	19
		64,4	15,9	8,2	5,3	2,8	2,1	1,3
	1999	884	321	167	112	63	35	25
		55,0	20,0	10,4	7,0	3,9	2,2	1,5

Поряд з цим продовжується процес самодезактивації верхнього шару ґрунту за рахунок горизонтальної міграції з поверхневим стоком, а також при виносі радіонуклідів з рослинною продукцією та сировиною. Однак це явище не характерне для заповідних територій.

Зменшення радіоактивності ^{137}Cs в ґрунтах також проходить і за рахунок вертикальної міграції. Параметри вертикальної міграції досить сильно варіюють у залежності від складу лісової підстилки, типу та властивостей ґрунтів тощо. Згідно з нашими дослідженнями, для дерново-підзолистих ґрунтів легкого механічного складу (піщані та супіщані) параметри зменшення активності цезію-137 у 0-10 см шарі досягає 1,85% за 10 років.

Таблиця 2

Динаміка та прогноз щільності забруднення лісових угідь Поліського природного заповідника

Лісництво	Рівень забруднення, кБк/м ²											
	0-74			74,1-185			185,1-259			259,1-370		
	1991	2000	2010	1991	2000	2010	1991	2000	2010	1991	2000	2010
Селезівське	3687	3687	6711	3810	3810	786	0	0	0	0	0	0
Копищанське	4802	4802	6408	2108	2108	502	0	0	0	0	0	0
Перганське	2506	2506	4171	2514	2514	1282	433	433	244	244	244	0
Всього:	10995	10995	17290	8432	8432	2570	433	433	244	244	244	0

Зміна активності ^{137}Cs , а відповідно і щільності забруднення, з урахуванням фізичного розкладу проходить за відомим законом:

$$\frac{dA}{dt} = -\lambda A, \quad (1)$$

де dt – інтервал часу; dA – кількість радіоактивності; λ – постійна розкладу.

Знак мінус вказує на зменшення радіоактивних ядер при розкладі.

Після інтегрування рівняння (1) закон зміни активності з часом за рахунок фізичного розкладу становить:

$$A = A_0 \exp[-\lambda(t - t_0)], \quad (2)$$

де A_0 – активність у момент часу t_0 .

Відповідно до вищенаведеного та закону зміни активності ^{137}Cs в ґрунті (2), замінивши значення активності ^{137}Cs у 0-10 см шарі (A) на щільність забруднення (P), отримуємо вираз для розрахунку зменшення щільності забруднення:

$$P = 0,0166 P_{\text{вих}} \cdot t + 0,0018 P_{\text{вих}} t^2, \quad (3)$$

де t – час, що визначає зміну щільності забруднення, років;

$P_{\text{вих}}$ – початкова щільність забруднення, кБк/м².

При розрахунку за формулою (4) отримуємо дані згідно з таблицею 2.

Відповідно до отриманих підрахунків ми спостерігаємо суто фізичне очищення території від вмісту радіоцезію та перехід територій у категорії з меншою щільністю забруднення, яке в значній мірі спостерігається у 2010 році, через 24 роки після аварії на ЧАЕС.

НАГРОМАДЖЕННЯ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У КОРМОВИХ КУЛЬТУРАХ ЗАЛЕЖНО ВІД СТРОКІВ ЗБИРАННЯ І УДОБРЕННЯ

Г.М. Мартенюк

Державна агроєкологічна академія України, м. Житомир

Проведені дослідження щодо вивчення впливу строків збирання та удобрення на нагромадження мікроелементів та важких металів у зеленій масі вико-вівсяної сумішки і кормових буряках.

У живленні тварин значну роль відіграють мікроелементи, які містяться у кормах, рослинних і тваринних організмах в дуже невеликих кількостях – тисячних і менших долях відсотка, інколи у сотих. Мікроелементи беруть участь не лише у побудові клітин, але й у процесах обміну речовин, у перетвореннях речовин і енергії. Вони входять до складу ферментів, вітамінів, гормонів та інших біологічно активних сполук. Відомо, що хімічні елементи, густина яких перевищує 5 г/см^3 , умовно віднесені до важких металів. Переважна більшість їх є корисними для рослин, тварин і людини в невеликих дозах і виявляє токсичну дію при високих концентраціях. Встановлена забруднююча дія кадмію, ртуті, нікелю, хрому, свинцю, кобальту, міді, цинку, марганцю та інших, більшість з яких є мікроелементами у мікродозах (Алексеев Ю.В., 1987; Дегадюк Є.Г. та ін., 1992).

Елементний склад рослин значно різниться залежно від ґрунтових і кліматичних умов, удобрення, вибіркової властивості окремих культур і віку рослин.

У наш час вже не постає питання про необхідність мікроелементів для життя рослин, тварин і людини. Проте недостатньо вивчений вплив різних факторів на нагромадження мікроелементів у рослинах. Тому метою наших досліджень було вивчити динаміку нагромадження мікроелементів та важких металів у зеленій масі вико-вівсяної сумішки і кормових буряків за фазами росту та розвитку на різних системах удобрення.

Дослідження проводились протягом 1997-1999 рр. у семипільній інтенсивній кормовій сівозміні дослідного поля Державної агроєкологічної академії України. Ґрунти стаціонарного досліді дерново-підзолисті легкосуглинкові з вмістом рухомих форм фосфору 8,5-9,5, калію – 6,3-7,7 мг на 100 г ґрунту, рН сольової витяжки – 5,5, вміст гумусу - 1,0 %. Досліди закладено на таких фонах удобрення: органічному – 20 т ґною на гектар сівозміної площі та органо-мінеральному – 10 т/га ґною + еквівалентна кількість мінеральних добрив.

Зразки ґрунту для визначення вмісту мікроелементів та важких металів відбирали у всіх полях сівозміни на глибині 0-20 і 20-40 см. Відбір зразків зеленої маси вико-вівсяної сумішки проводили за фазами росту і розвитку: бутонізація вики і вихід в трубку вівса,

початок цвітіння вики і вівса, повне цвітіння вики і вівса; кормових буряків – під час збирання урожаю.

Вміст у ґрунтових і рослинних зразках міді, свинцю, кадмію, цинку і марганцю визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії, вміст кобальту – колориметричним методом.

На основі проведених наукових досліджень нами встановлено, що вміст мікроелементів і важких металів у ґрунті дослідних ділянок становив: міді – 2,1-2,3, цинку – 1,3-3,4, марганцю – 29,0-45,0, кобальту – 1,23-1,42, свинцю – 3,8-4,8, кадмію – 0,12-0,13 мг/100 г повітряно сухої маси. Такі показники властиві для дерново-підзолистих ґрунтів Полісся, потенційна родючість яких, як відомо, дуже низька.

Дані досліджень свідчать, що вміст мікроелементів і важких металів у зеленій масі вико-вівсяної сумішки значно змінювався за фазами росту і розвитку рослин (табл. 1).

Таблиця 1

**Вміст мікроелементів і важких металів у зеленій масі
вико-вівсяної сумішки, мг/кг**

Фаза розвитку вики	Cu	Zn	Mn	Co	Pb	Cd
Органічний фон						
Бутонізація	1,01	6,53	15,34	0,08	0,52	0,006
Початок цвітіння	1,85	8,24	17,87	0,08	0,76	0,008
Повне цвітіння	2,39	9,49	21,44	0,13	1,05	0,011
Органо-мінеральний фон						
Бутонізація	1,22	6,31	15,66	0,05	0,65	0,004
Початок цвітіння	1,90	8,48	18,02	0,09	0,83	0,007
Повне цвітіння	2,43	10,62	20,98	0,11	1,18	0,009

В міру старіння рослин вики і вівса у зеленій масі сумішки збільшувався вміст міді, цинку, марганцю і кобальту як на органічному, так і на органо-мінеральному фоні добрив. Так, вміст міді у фазі бутонізації вики знаходився на рівні 1,01 мг/кг на органічному фоні і 1,22 на органо-мінеральному, при початку цвітіння вики він підвищувався відповідно до 1,85 і 1,90 і при повному цвітінні складав 2,39–2,43 мг/кг, тобто був вдвічі більший, ніж у фазу бутонізації. Концентрація цинку від фази бутонізації до повного цвітіння вики на обох фонах добрив зростала в середньому в 1,6 раза, марганцю - в 1,4, кобальту - в 2,2 раза.

Виявлено значні зміни у нагромадженні рослинами вико-вівсяної сумішки свинцю і кадмію як за фазами розвитку рослин, так і за фонами добрив. З віком рослин вміст цих елементів у зеленій масі вико-вівсяної сумішки зростав при органічному і при органо-мінеральному удобренні. Так, вміст кадмію у рослинах в період бутонізації вики складав 0,006 мг/кг на органічному фоні і 0,004 мг/кг на органо-мінеральному, до періоду повного цвітіння вики і вівса вміст його змінювався відповідно до 0,011 і 0,009 мг/кг. Протягом періоду від бутонізації вики до повного цвітіння її у рослинах, вирощених на органо-мінеральному фоні добрив, нагромаджувалася більша кількість свинцю. На органічному фоні добрив його нагромаджувалося менше, кількість кадмію у зеленій масі була вірогідно більшою, ніж на органо-мінеральному.

Важкі метали - один з найнебезпечніших забруднювачів навколишнього природного середовища, а отже і кормів. Тимчасові норми ГДК важких металів у соковитих кормах мають такі величини, мг/кг: Cu-30,0; Zn-50,0; Co-1,0; Pb-5,0; Cd-0,3 (Славов В.П., Високос М.П., 1997). У наших дослідженнях вміст важких металів у зеленій масі вико-вівсяної сумішки не перевищував гранично допустимих концентрацій (ГДК).

Згідно з методикою досліджень, нами вивчався вплив системи удобрення на вміст мікроелементів і важких металів у різних частинах рослин кормових буряків в інтенсивній кормовій сівозміні Полісся України. Дані про вміст мікроелементів і важких металів у надземній і підземній частинах кормових буряків наведені в таблиці 2.

Таблиця 2

Вміст мікроелементів і важких металів у рослинах
кормових буряків, мг/кг

Вид продукції	Cu	Zn	Mn	Co	Pb	Cd
Органічний фон						
Коренеплоди	0,91	5,16	8,46	0,10	0,77	0,007
Гичка	0,80	2,15	27,14	0,06	0,46	0,012
Ціла рослина	0,88	4,47	12,74	0,09	0,70	0,008
Органо-мінеральний фон						
Коренеплоди	1,16	5,19	14,40	0,12	0,75	0,009
Гичка	1,08	2,61	39,17	0,15	0,62	0,015
Ціла рослина	1,14	4,49	20,62	0,13	0,72	0,011

Встановлено, що фон удобрення суттєво впливає на вміст окремих елементів у кормових буряках. Так, вміст міді у коренеплодах був вірогідно вищий на 22 % на органо-мінеральному фоні добрив, а у гичці - на 26 %, в цілих рослинах цей показник був більшим на 22 % порівняно з концентрацією міді на органічному фоні добрив. Аналогічна картина спостерігалась за вмістом марганцю, кобальту, кадмію та свинцю. Так, у коренеплодах концентрація була вищою в 1,7 раза, у гичці в 1,4 і в цілих рослинах в 1,6 раза на органо-мінеральному фоні порівняно з показниками на органічному фоні добрив. Слід відмітити, що вміст цинку і свинцю у коренеплодах і цілих рослинах був практично однаковий на обох фонах добрив, а в гичці на органо-мінеральному фоні вміст цинку був вищим на 22 %, а свинцю на 34 % порівняно з органічним удобренням. За даними В.П. Славова і М.П. Високоса, 1997 р. тимчасові норми гранично допустимих концентрацій важких металів у коренеплодах складають: міді – 30,0 мг/кг, цинку-100, кобальту-2,0, свинцю-5,0, кадмію-0,3 мг/кг. Тобто, в інтенсивній кормовій сівозміні Полісся України на органічному і на органо-мінеральному фонах добрив концентрація важких металів не перевищує нормативів ГДК.

РАДІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ГОРИЗОНТАЛЬНОЇ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs ПРИ ВОДНО-ЕРОЗІЙНИХ ПРОЦЕСАХ

Г.І. Васенков,
М.Й. Долгілевич,
О.Є. Поліщук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Приведені параметри вмісту різноманітних форм ^{137}Cs і розподіл його активності в ґрунтах різного гранулометричного складу. Встановлено коефіцієнти змиву для різноманітних форм ^{137}Cs . Основна частка міграції до 98% припадає на тверду фазу стоку, адсорбовану форму радіоцезію.

Міграція радіонуклідів призводить до вторинного забруднення лісоаграрних ландшафтів. Основним процесом, що спричинює повторне забруднення ландшафтів, у тому числі гідрографічної сітки, є водна ерозія ґрунтів, при якій відбувається змив радіонуклідів поверхневим стоком зливових і талих вод. Механізм міграції ^{137}Cs , як основного забруднюючого радіонукліду, в цілому визначається наступними процесами:

- переходом із ґрунтового розчину в поверхневий стік;
- виносом поверхневим стоком ерозійних частинок ґрунту із сорбованим на них радіонуклідом;
- десорбцією обмінних форм із твердої фази стоку (ґрунтових часточок) і верхнього шару ґрунту.

У механізмі міграції беруть участь водорозчинні, обмінні і необмінні форми ^{137}Cs . Необмінні форми включені в кристалічну решітку мінералів і необоротно пов'язані з нерозчинними фракціями органічної речовини. В складі геміцелюлози, лігніну і целюлози утримується $43,9 \pm 3,43$; $25,3 \pm 3,00$; $15,7 \pm 2,33\%$ радіоцезію від його вмісту в органічній речовині дерново-середньопідзолистого ґрунту.

Концентрація необмінних форм ^{137}Cs у дерново-підзолистих ґрунтах значно перевищує таку обмінних і водорозчинних (табл.1). Відносно високий вміст обмінних (до 16,6%) і водорозчинних (1,4%) форм радіоцезію характерний для ґрунтів під лісовими насадженнями у порівнянні із ріллею і перелогом.

Таблиця 1

Форми ^{137}Cs в ґрунтах різних агрофонів (Народицький район, 1999 г., шар 0-20 см)

Агрофон, тип ґрунту	Щільність забруднення кБк/м^2	Форми цезію-137, %		
		необмінні	обмінні	водорозчинні
Оранка, дерново-середньопідзолистий, супіщаний	163	$94 \pm 0,8$	$5,4 \pm 0,04$	$0,6 \pm 0,14$
Лісова смуга, дерново-середньопідзолистий глинисто-піщаний	240	$82 \pm 0,6$	$16,6 \pm 0,08$	$1,4 \pm 0,09$
Колишня рілля, (зона відселення) зі злаковим різнотрав'ям, те ж	630	$90 \pm 0,3$	$9,1 \pm 0,10$	$0,9 \pm 0,11$

Встановлено, що активність радіоцезію в продуктах стоку на всіх агрофонах значно залежить від вмісту ^{137}Cs у 0-10 см шарі ґрунту (коефіцієнти кореляції для різних агрофонів 0,94-0,97).

Активність продуктів змиву (суспензії) знаходиться у тісному кореляційному зв'язку з каламутністю стоку при коефіцієнті кореляції 0,91-0,96.

Незалежно від щільності забруднення зв'язок активності продуктів ерозії і стоку з каламутністю описується параболічним рівнянням другого порядку.

У формуванні активності продуктів ерозії та поверхневого стоку головна роль належить необмінним формам радіоцезію, необоротно сорбованим глинистою фракцією ґрунту.

Активність ^{137}Cs у глинистій фракції ґрунту вища, ніж у ґрунті для важкосуглинкових, у півтора рази, середньосуглинкових - у два, супіщаних - у 4-5 разів і зв'язнопіщаних - у 6-7 разів (табл.2.).

Таблиця 2

Розподіл активності ^{137}Cs у ґрунтах різного гранулометричного складу і глинистої фракції (шар 0-10 см)

Гранулометричний склад ґрунту	% фракції $< 0,01 \text{ мм}$	Питома активність, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$		
		ґрунту	глинистої фракції	Перевищення активності глинистої фракції над ґрунтом
Важкосуглинковий	48,6	552	864	1,56
Середньосуглинковий	38,9	1120	2426	2,16
Супіщаний	19,7	486	2221	4,56
Супіщаний	16,49	461	2204	4,78
Супіщаний	16,40	457	2715	5,59
Зв'язнопіщаний	6,85	370	2223	6,00
Зв'язнопіщаний	9,74	591	4343	7,3

Висока активність глинистих і мулистих фракцій ґрунту, а вони в основному і є “носіями” міграції радіонуклідів при водноерозійних процесах, є наслідком їх великої фізичної поглинаючої здатності у вигляді адсорбції ^{137}Cs за рахунок сильної диспергованості та наявності тонкодисперсних фракцій з великою сумарною поверхнею.

На тверду фазу стоку припадає основна маса перенесення радіоцезію. Коефіцієнти змиву (відношення вмісту радіоцезію в продуктах стоку до вмісту у верхньому шарі ґрунту) при стоці талих вод на різних агрофонах складають для твердого стоку від $1,8 \cdot 10^{-4}$ до $41,3 \cdot 10^{-4}$, для рідкого - $0,14 - 0,93 \cdot 10^{-4}$, при зливовому - відповідно $1,4 - 23,1 \cdot 10^{-4}$.

Міграція ^{137}Cs при стоці талих вод відбувається в значно меншій мірі, ніж при зливовому, що пов'язано в першу чергу із метеорологічними умовами формування стоку. При пониженні температури сорбційно-десорбційна рівновага зміщується у сторону сорбованого стану в системі “ґрунт-вода”, і тому його менше переходить із ґрунту в поверхневий стік.

Міграція радіоцезію при водноерозійних процесах, поряд із відміченими радіоекологічними, залежить і від багатьох інших умов, особливо від метеорологічних і гідрологічних, які мають статистично ймовірну характеристику (ймовірність перевищення параметричних величин).

Факторами, що визначають горизонтальну міграцію радіоцезію, є “вік” випадань, модуль водного поверхневого стоку і сукупність еколого-ландшафтних характеристик водозбірної площі: величини щільності радіонуклідного забруднення водозбірного басейну, середнього ухилу, ґрунтових і рослинних характеристик поверхні, ступеня антропогенного ерозійного навантаження і т.п. Це диктує необхідність проведення досліджень з даної проблеми в широкому спектрі геофізичних і екологічних умов, таких як площа, норма опадів, рельєф тощо. Це визначає складність в інтерпретації механізмів, які формують водноерозійні процеси.

Для коректного опису процесу і механізму міграції ^{137}Cs дослідження повинні бути багаторічними і включати цикл із статистичного мінімуму років з подібними гідрологічними і метеорологічними умовами, які забезпечували б, як мінімум, 10% ймовірність перевищення.

ВПЛИВ ФОСФОРНИХ ДОБРИВ НА ВМІСТ РУХОМОЇ МІДІ В ГРУНТІ ТА НАДХОДЖЕННЯ ЇЇ В ЗЕРНО ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ

В.М. Петрунів

Україна, Інститут землеробства і тваринництва західного регіону УААН

Показано зміни вмісту рухомих форм міді в темно-сірому опідзоленому ґрунті та особливості надходження її в зерно озимої пшениці за умов моделювання різного рівня фосфорного живлення рослин.

Мідь належить до елементів, які відіграють винятково важливу роль в житті рослин, пов'язану з активністю ферментів. Її не можна замінити жодним іншим елементом або їх сумою. При надмірній кількості в ґрунті (поживному середовищі) вона може бути токсичною для рослин. За ступенем токсичності мідь посідає перше місце серед важких металів.

Ґрунти України здебільшого недостатньо забезпечені цим елементом. Площа ґрунтів з низьким вмістом рухомих форм міді (менше 1,5–2 мг/кг) становить 2,5 млн. га. Для збільшення вмісту її рухомих форм у ґрунті на 0,3 мг/кг необхідно внести в середньому 1 кг/га міді. Одним з основних джерел поповнення вмісту легкодоступних для рослин форм міді в ґрунтах непромислових районів є мінеральні добрива. З кожним кілограмом простого суперфосфату (залежно від вихідної сировини) у ґрунт потрапляє 4–79 мг міді.

В огляді показано, що важкі метали (мікроелементи), і зокрема мідь, залежно від їх кількості можуть значно впливати на клітини, хімічний склад, водний режим, ріст та фотосинтез рослин. Зміни вмісту рухомих форм міді в ґрунтах та надходження її у продукцію

за умов різного рівня фосфорного живлення рослин та вологозабезпеченості у західному регіоні вивчено недостатньо.

Матеріали і методи. Досліджували зразки ґрунту і зерна озимої пшениці, відібрані у проведеному раніше польовому стаціонарному досліді на темно-сірому опідзоленому крупнопилувато-легкосуглинковому ґрунті, що характеризується низьким вмістом гумусу (3,6%), середнім – рухомих форм поживних речовин, близькою до нейтральної реакцією ґрунтового розчину (a_{HCl} 5,8) та середнім вмістом рухомих форм міді (2,5 мг/кг ґрунту) згідно з градацією. Для проведення досліджень було використано створені раніше фосфатні фони різного рівня інтенсивності шляхом одноразового внесення в ґрунт зростаючих доз мінеральних добрив у вигляді простого суперфосфату (19,5%). Вміст міді в ґрунті та зерні визначали методом атомно-адсорбційної спектроскопії з використанням 1M HNO_3 .

Результати досліджень. Результати наших досліджень показують, що збільшення фонових доз фосфорних добрив (табл. 1) призводить до різкого зменшення в ґрунті вмісту рухомих форм міді.

Таблиця 1

Вміст рухомої міді в орному шарі (0–20 см) темно-сірого опідзоленого ґрунту залежно від рівня застосування фосфорних добрив

Варіант удобрення (щороку)	Вміст рухомої міді, мг/кг ґрунту по фонах			
	P_0	P_{200}	P_{400}	P_{600}
Без добрив (контроль)	2,5	1,5	1,2	1,0
$N_{120}K_{120}$	4,0	6,5	6,0	5,0
$N_{120}K_{120}P_{60}$	3,8	3,6	1,0	0,9
$N_{120}K_{120}P_{120}$	3,8	3,6	1,0	0,9

На відміну від цинку, мідь вбирається специфічно і міцно закріплюється ґрунтом. За щорічного додаткового внесення в наших дослідках фосфорних добрив у складі NPK вміст її рухомих форм у ґрунті на найвищому фосфатному фоні (P_{600}) зменшився у 2,8 раза порівняно з контролем.

За умови систематичного щорічного внесення лише азотних і калійних добрив вміст рухомих форм міді на вихідному фоні зростає в 1,6, а на фонах P_{200} , P_{400} та P_{600} – відповідно у 2,6, 2,4 та 2,0 рази порівняно з контролем. Очевидно, що із збільшенням інтенсивності фосфатного фону навіть за умови щорічного внесення лише парного поєднання азотних і калійних добрив (без фосфорних) відбувається закріплення міді в ґрунті. Зменшення вмісту рухомих форм міді під впливом фосфатів у польових дослідках на підзолистих ґрунтах відзначено у праці.

Вважають, що добрива слід розглядати як чинник управління надходженням міді в зерно. У праці показано залежність надходження до рослин металів-токсикантів від рівня вмісту їх рухомих форм у ґрунтах.

Таблиця 2

Вміст міді в зерні озимої пшениці залежно від рівня фосфорного живлення на темно-сірому опідзоленому ґрунті

Варіант удобрення (щороку)	Вміст міді, мг/кг зерна по фонах			
	P_0	P_{200}	P_{400}	P_{600}
Без добрив (контроль)	2,5	2,1	2,0	1,6
$N_{120}K_{120}$	3,2	8,8	2,8	1,9
$N_{120}K_{120}P_{60}$	2,8	2,0	1,8	0,8
$N_{120}K_{120}P_{120}$	1,8	2,0	1,8	0,7

Аналіз урожаю озимої пшениці, вирощеної на різних фосфатних фонах (табл. 2), показує, що вміст міді в зерні за умов систематичного внесення лише парного поєднання азотних і калійних добрив на природному (P_0) і середньому (P_{200}) фонах хоч і значно зростає порівняно з контролем (в 1,3–3,5 раза), однак не перевищує ГДК. Наступне збільшення інтенсивності фосфатного фону призводить до різкого зменшення в зерні вмісту міді, яке

підсилюється за щорічного систематичного внесення відповідних (фосфорних) добрив. У праці показано, що для ряду різних у біологічному відношенні культур на зафосфаченому фоні ґрунту існує загальна закономірність – порушення балансу мікроелементів з екологічно важливими кальцієм і магнієм, що призводить до збільшення вмісту антагоністичних до них високотоксичних речовин, до яких належать перш за все сполуки міді.

Таким чином, одностороннє внесення фосфорних добрив, особливо у високих дозах, призводить до зменшення в ґрунті рухомих форм міді та надходження її в зерно озимої пшениці. Однак за необхідності цю властивість фосфорних добрив можна використовувати на ґрунтах, антропогенно забруднених солями важких металів, зокрема міді, для зв'язування надлишку її рухомих форм у менш доступні для рослин сполуки.

ІНТЕНСИВНІСТЬ ВЕРТИКАЛЬНОЇ МІГРАЦІЇ РАДІОЦЕЗІЮ НА ТОРФОВО-БОЛОТНИХ ГРУНТАХ

В.П. Фещенко,
Ю.В. Сорока

Україна, Інститут сільського господарства Полісся УААН

Багаторічними дослідженнями встановлена інтенсивність вертикальної міграції радіоцезію на торфово-болотних ґрунтах в залежності від способу обробітку, застосування добрив, меліорантів і гідрологічного режиму ґрунту.

Значним резервом у підвищенні виробництва сільськогосподарської продукції є раціональне використання торфово-болотних ґрунтів, однак забруднення територій внаслідок аварії на ЧАЕС зобов'язує уважно та диференційовано підходити до їх використання. Це пояснюється специфічними фізико-хімічними властивостями даних ґрунтів, які сприяють підвищеному переходу радіонуклідів у ланці "ґрунт-рослина".

Наші дослідження були спрямовані на вивчення можливості використання радіаційно забруднених земель в сільськогосподарських цілях, шляхи мінімізації впливу наслідків аварії на населення та виробничу діяльність, зокрема в агропромисловому секторі, на розробку технологій, які дозволяли б отримувати стабільні врожаї сільськогосподарських культур з високою якістю товарної продукції.

Одним із напрямів наших наукових пошуків було вивчення поведінки радіонуклідів у ґрунті, в тому числі і їх вертикальної міграції.

Багаторічні дослідження проводилися в умовах стаціонарних дослідів на торфово-болотних ґрунтах з різним гідрологічним режимом. При цьому моніторингу підлягали ділянки, на яких проводилися певні заходи або комплекси заходів (організаційно-господарські, агротехнічні, меліоративні), спрямовані на зниження переходу радіонуклідів у ланцюгу "ґрунт-рослина", а також ділянки, на яких такі заходи не проводились.

Дослідження показали, що радіонукліди в умовах полицевого обробітку та достатнього зволоження ґрунту відзначаються значною рухомістю. Так, за період спостережень ізотопи радію і цезію-137 були виявлені по профілю ґрунту до глибини 100см. При цьому значна частина з них знаходилася у підорному шарі. При поверхневому обробітку болотним плугом радіонукліди концентрувалися більшою мірою у верхньому шарі (до 40см). Слід зауважити, що перед закладкою досліду радіоцезій був зосереджений в основному в шарі ґрунту 0-20см (95%), глибше 20-40см відмічалися лише його сліди. Після проведення оранки становище корінним чином змінилося і найбільш забрудненим став шар 20-40см (станом на весну 1992 р.-74,1%). На рис. 1 показано варіант без добрив (контроль).

У подальшому за рахунок відтоку з даного шару відбулося насичення радіонуклідами як верхніх, так і нижніх шарів. Таким чином, результати досліджень показали, що відбувається

активний перерозподіл радіонуклідів між шарами ґрунту, який полягає у зменшенні концентрації Cs-137 в шарі з 72,8-74,6 % до 31,5-41,2%, в той же час в шарі 0-20 см збільшується кількість радіонуклідів до 26,9-29,9%. Крім того, відбувається насичення шарів 60-80см відповідно до 9,3-12,7% та до 2,9-5,1% від загальної кількості радіонуклідів по профілю в шарі 80-100см

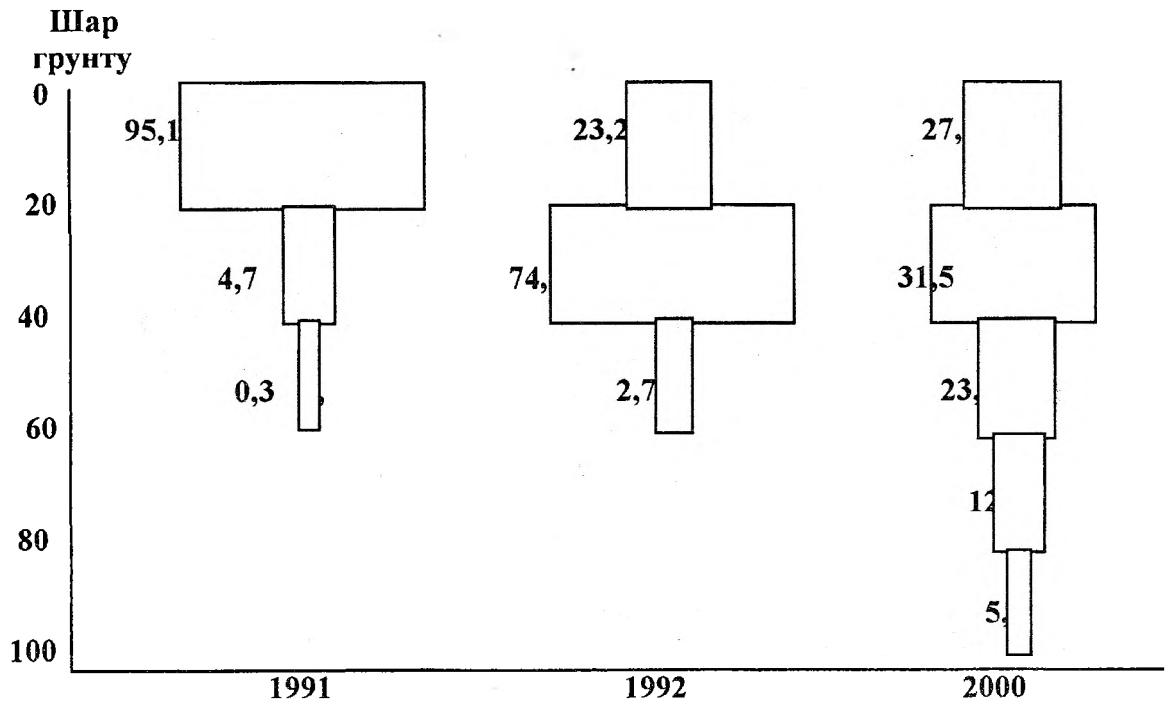


Рис. 1. Поширення радіоцезію за профілем торфово-болотного ґрунту та динаміка його перерозподілу, %.

У досліджах вивчаються дози меліорантів (3, 5, 10, 15, 25, 150, 250 т/га), що установлюються з розрахунку на додаткове при внесенні в ґрунт за рахунок мінерала ємності поглинання залежної від її величини частини у вихідному ґрунті.

Застосування меліорантів (цеоліти, сапоніти, глини, вапно) сприяло зниженню накопичення товарною продукцією ізоотопів цезію. При цьому спостерігалася локалізація радіонуклідів у шарі ґрунту, насиченому даними сорбентами і меліорантами, значно знижувалася вертикальна міграція радіоцезію. Характерно, що верхній шар найбільше насичується при внесенні меліорантів, комплексне застосування меліорантів та мінеральних добрив дещо зменшує цей показник. Найнижчим він виявився на контролі. В той же час внесення мінеральних добрив сприяє більш активній міграції радіонуклідів у нижні шари, зокрема на варіантах, де внесені лише мінеральні добрива, спостерігалася найвища концентрація радіонуклідів у шарі 80-100 см.

Крім того, виявлено, що із збільшенням норми меліоранту підвищується активність орного шару та зменшується активність в нижні шари, що дає змогу констатувати, що меліоранти активно діють як сорбенти стосовно радіоцезію, спостерігається локалізація радіоцезію на глибині загортання сорбентів.

В той же час застосування мінеральних добрив дещо підвищувало рухомість цезію по профілю ґрунту, хоча якісні показники товарної продукції з точки зору радіаційної безпеки при цьому покращувалися.

Виявлено значний вплив гідрологічного режиму на рухомість цезію. Найменшою рухомістю відзначалися його ізоотопи на осушених землях з нормативним гідрологічним режимом.

Таким чином, наші дослідження показують, що існує значна кількість чинників, які впливають на рухомість цезію в шарі ґрунту та в ланцюгу "ґрунт-рослина". Виявлені тенденції в перерозподілі радіонуклідів по профілю ґрунту, які полягають у поступовому насиченні підорних шарів рухомими формами радіоцезію. При цьому встановлено вплив певних

чинників на вертикальні міграційні процеси радіонуклідів, що дозволить зробити на базі модельного коефіцієнта дифузії радіонуклідів у ґрунті оцінку фізико-хімічних властивостей ґрунту, роль конкретних контрзаходів на інтенсивність вертикальної міграції радіонуклідів та проводити математичне моделювання вертикальної міграції радіонуклідів на торфово-болотних ґрунтах при вживанні контрзаходів на основі комплексної еколого-економічної оцінки.

ОРГАНІЗАЦІЯ КОРМОВИРОБНИЦТВА ДЛЯ СПЕЦІАЛІЗОВАНИХ ТА ФЕРМЕРСЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ЗОНИ ПОЛІССЯ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЩО ЗАЗНАЛИ РАДІОАТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВІД АВАРІЇ НА ЧАЕС

П.П. Храпійчук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Розглянуті питання повного річного забезпечення кормами за зоотехнічними нормам, молочних корів різної продуктивності за рахунок спеціалізованих сівозмін на угіддях, що постраждали від аварії на ЧАЕС.

Науковими установами України розроблено багато видів кормових сівозмін, проте вони підпорядковані вирішенню вузьких завдань, таких як надходження зелених чи соковитих кормів, частково зернофуражу, інколи більш комплексні. Питання повного забезпечення річної потреби в кормах шляхом розробки та впровадження спеціалізованих сівозмін в умовах радіоактивного забруднення земель для Полісся вирішується вперше.

Розв'язання поставленого завдання дозволяє шляхом закріплення земельних угідь за фермами, орендними колективами чи фермерськими господарствами максимально зацікавити виробника в ефективному використанні потенціалу кормових культур, впровадженні прогресивних технологій вирощування, заготівлі, зберігання та згодовування кормів, проводити оплату праці за кінцевий продукт – тваринницьку продукцію.

Оскільки для таких виробничих відносин на сьогодні не розроблені спеціальні сівозміни, структура посівних площ, набір кормових культур, основна мета наших досліджень полягала у вивченні можливості забезпечення повної річної потреби в кормах для молочних корів продуктивністю від 3,5 до 5,0 тис. кг молока на рік за рахунок спеціалізованих кормових сівозмін.

Методика досліджень. Досліди проводили протягом 1988 – 1992 р.р. в польовій кормовій та лукопасовищній сівозмінах, закладених у 1987 році з вирівнюючими посівами в дослідному господарстві Інституту сільського господарства Полісся УААН на дерново-підзолистих ґрунтах, попередньо провапнованих, середньо забезпечених рухомими та обмінними формами фосфору та калію. Вміст гумусу в орному шарі (0 – 20 см) – 1,38%, рН (KCl) – 5,9.

У польовій кормовій сівозміні вирощували ячмінь сорту Носівський-9, конюшину лучну – Носівська-5, горох кормовий (пелюшку) – Фаленська-42, кукурудзу – Колективний-100, кормові буряки – Еккендорфські жовті, редьку олійну – Райдуга, озиму пшеницю – Ізумрудна.

Лукопасовищна сівозміна являла собою багаторічні трави і травосумішки різної скоростиглості. Ранньостигла травосуміш включала злакові компоненти – грястицю збірну та кострицю лучну, середньостигла – стоколос безостий та райграс пасовищний і пізньостигла – тимофіївку лучну та кострицю лучну. З бобових до складу кожної були включені конюшина лучна та повзуча. Через кожні два роки на ділянках з травосумішками в дернину висівали конюшину лучну.

В обох сівозмінах вивчалася органічна та органо-мінеральна система добрив. Органічна з розрахунку 12 тонн гною на гектар сівозмінної площі з внесенням у польовій кормовій сівозміні під буряки і кукурудзу 60 т/га гною, в лукопасовищній 60 т/га гною вносили перед залуженням в рік посіву трав. Органо-мінеральні системи добрив включали внесення додатково до гною 120 та 240 кг діючої речовини NPK у співвідношенні 1,0: 0,8: 1,0 на гектар сівозмінної площі. Дози мінеральних добрив визначали з урахуванням біологічних особливостей культур. За рахунок виключення мінерального азоту з удобрення бобово-злакових травосумішок під грястицю збірну за вегетаційний період вносили відповідно 172 та 344 кг/га азоту за діючою речовиною.

Органічні, фосфорно-калійні та азотні добрива, за винятком азотних, призначених для підживлення, в кормовій сівозміні вносили з осені під основний обробіток, а в лукопасовищній - фосфорно-калійні – один раз на рік, рано навесні. Під грястицю збірну азотні добрива при пасовищному використанні вносили рівними частинами під кожен цикл 8 разів, а при сінокісному - під кожен укіс в чотири прийоми.

У кормовій сівозміні, за винятком просапного поля, проводився поверхневий обробіток ґрунту. Кормові буряки та кукурудзу вирощували широкорядно, з міжряддями 45 см. Кормовий горох – пелюшку та ячмінь висівали у співвідношенні 1,2 та 1,0 млн. шт., а конюшину лучну в суміші з кострицею лучною - відповідно 4 та 1 млн. схожого насіння на гектар.

Дослідження проводилися за методикою Інституту кормів ім. Вільямса (1985 р.). Поживність кормів визначалася за результатами власних зоотехнічних аналізів з використанням довідкових коефіцієнтів перетравності.

Результати досліджень. У кормовій сівозміні вирощувалися культури для забезпечення надходження зернофуражу, соковитих, частково грубих та зелених кормів. За рахунок трав і травосумішок лукопасовищної сівозміни вирішувалося питання зелених та грубих кормів.

Завдяки більш повному використанню біологічного потенціалу культур у кормовій сівозміні одержали високі врожаї. Так, в залежності від рівнів добрив в середньому за п'ять років врожай зерна ячменю був у межах 30,7 – 33,9, пелюшко-ячмінної суміші - 24,6 – 27,3, кукурудзи – 63,0 – 80,6 ц/га зерна. Конюшина лучна першого року використання забезпечила врожай від 603 до 608 ц/га зеленої маси за 3 укуси і відповідно від 14 до 16 ц. перетравного протеїну.

Досить високою виявилася продуктивність конюшини другого року використання від 464 до 541 ц/га зеленої маси - і була на рівні сумарної продуктивності за рік трьох врожаїв однорічних трав – озимої суріпиці, вико-вівсяної сумішки та редьки олійної. Урожай коренеплодів на органічному фоні становив 686, а при додатковому внесенні мінеральних добрив підвищився до 862 ц/га.

Підрахунок загальної продуктивності кормової сівозміни показав, що максимальний вихід кормів забезпечило внесення 12 т/га гною та мінеральних туків у дозі NPK 240 кг на гектар сівозмінної площі з розподілом під культури згідно з рекомендаціями МСГ СРСР (1985 р.) – 82,5 ц/га кормових одиниць. Слід зазначити, що збільшення кількості мінеральних добрив до 240 кг/га NPK не мало значної переваги перед дозою 120 кг/га на органічному фоні. У кормовій сівозміні більшу частину загальної продуктивності забезпечили просапні культури – кукурудза, коренеплоди, а також багаторічні трави.

У лукопасовищній сівозміні в середньому за 5 років при органічній системі добрив отримали 198, а з додатковим внесенням мінеральних туків (240 кг/га NPK) – 311 ц/га зеленого корму. Однак збільшення дози мінеральних добрив в два рази не дало помітної переваги перед одинарною (120 кг/га).

Під впливом мінеральних добрив, особливо при внесенні рівними частинами азотних під кожний цикл використання грястиці збірної, крім значного збільшення загальної продуктивності, вдається отримати більш рівномірне надходження зеленого корму протягом пасовищного періоду.

В умовах Полісся при пасовищному використанні грястиця збірна та її суміш з бобовими травами значно швидше формують пасовищну масу, особливо на початку періоду випасання. Так, в чистому посіві грястиця за травень, в залежності від погодних умов року,

забезпечує 2-3, а її суміш 2 цикли використання, тоді як середньостигла та пізньостигла травосумішки – тільки один.

Наші дослідження показали, що пасовище, при умові раціонального удобрення здатне забезпечити рівномірне надходження зеленого корму з початку травня до середини серпня, якщо використовується біля 50% пасовища в травні для заготівлі сінажу, силосу та сіна.

Таким чином, культурне пасовище забезпечує зелений конвейєр повністю в цей період, а так звані “вікна” у ранньовесняний період заповнюють озима суріпиця, в осінній – кукурудза на зелений корм, конюшина першого та другого років використання – третій укіс – та редька олійна, що вирощуються в кормовій сівозміні. Як страхові в системі зеленого конвейєра в травні–серпні можуть бути використані конюшина лучна – перший та другий укіс – та вико-вівсяна суміш.

За рахунок культур кормової сівозміни забезпечується повна річна потреба в зернофуражі та соковитих кормах, частково в грубих та зелених. Наші дослідження показали, що шляхом сумісного вирощування в одному з полів ячменю з горохом польовим вдається збалансувати весь зернофураж за перетравним протеїном. При збільшенні молочної продуктивності корів виникає необхідність збільшення частки концентрованих кормів. Тому, якщо при продуктивності 3,5 тис.кг. молока на рік в кормовій сівозміні потребу в концентрованих кормах забезпечують ячмінь та його суміш з пелюшкою, то із збільшенням надойв до 5 тис.кг. виникає необхідність у вирощуванні кукурудзи на зерно та використанні вико-вівсяної сумішки на зернофураж.

Радіологічні дослідження показали, що при забрудненості ґрунту цезієм-137 в межах 2,3-2,6 кюрі на 1км² активність цього елемента в сухій речовині залежала як від біологічних особливостей, так і фази розвитку кормових культур. З культур, що використовувалися на зелений корм, бобові накопичують Cs-137 більше, ніж злакові; проміжне місце займають хрестоцвіті.

Накопичення цезію-137 в злакових травах зростає від першого до послідовних циклів випасання та укосів, а також із збільшенням доз внесених азотних добрив. Так, в грятісті збірній при пасовищному використанні на органічному фоні добрив у першому циклі активність Cs-137 в сухій речовині становила 83, в третьому – 103 і п'ятому 336 Бк/кг, при внесенні азотних туків (N240) активність сухої маси цієї трави зросла відповідно до 148, 372, 792 Бк/кг.

Аналогічна залежність виявлена на бобово-злакових травосумішках. Однак, незважаючи на те, що бобові накопичують Cs-137 значно більше, ніж злакові, при внесенні фосфорно-калійних добрив активність радіоцезію в бобово-злакових травосумішках не збільшується і є меншою в порівнянні із грятістею збісною, удобреною азотом в дозі N240.

У редьці олійній пожнивного посіву при використанні на зелений корм в залежності від рівнів удобрень активність Cs-137 перебувала в межах 338 – 580 Бк/кг сухої речовини.

Зернофуражні культури щодо зростання активності Cs-137 розміщуються в наступному порядку: кукурудза < ячмінь < пелюшка – і накопичують Cs-137 на порядок менше, ніж кормові, що використовуються на зелений корм.

Розрахунки можливого накопичення показують, що при середніх коефіцієнтах переходу радіоцезію-137 з пасовищного корму в молоко забрудненість цього продукту не може перевищувати допустимий рівень при застосуванні пасовищно - концентричного типу годівлі худоби в літній період та сіно – сінажно - концентричного - у стійловий.

При використанні в осінній період годівлі лише однієї злакової пасовищної трави при внесенні азотних добрив необхідно обмежувати її кількість до рівня 50-60 кг на добу з обов'язковим радіологічним контролем молока.

Таким чином, наші дослідження підтвердили положення про те, що в умовах Полісся за рахунок культур, розміщених в спеціалізованих кормових сівозмінах, можливо забезпечити повну річну потребу в кормах.

Розміщення кормових культур в спеціалізованих сівозмінах дозволяє більш повно використовувати біологічний потенціал, завдяки чому їх продуктивність зростає в 1,5 раза, порівняно з існуючими польовими сівозмінами за аналогічних умов вирощування.

Розрахунки, проведені на основі отриманих в досліді середніх (за ротацію сівозмін) врожайних даних, показують, що для повного річного забезпечення молочних корів згідно з

зоотехнічними вимогами, з урахуванням втрат при заготівлі та зберіганні кормів і необхідних страхових запасів при продуктивності тварин 3,5 тис.кг молока на рік необхідно на гурт в 100 голів мати 90, а з ростом продуктивності до 5 тис.кг молока – 113 га сівозмінної площі з внесенням на гектар угідь 12 т. гною та 120 кг/га NPK.

При забрудненості кормових угідь зони Полісся цезієм-137 на рівні 2,3-2,6 Кі/км² в кормових культурах накопичується цього елемента така кількість, яка з урахуванням коефіцієнтів переходу дозволяє отримувати молоко з активністю радіоцезію, що не перевищує допустимі рівні.

ДИНАМІКА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЯГІДНИХ РОСЛИН В УМОВАХ ВОЛОГОГО СУБОРУ

О.З. Короткова

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Висвітлено закономірності накопичення ^{137}Cs ягідними рослинами в умовах вологого субору: чорницею, брусницею та буяхами в різні роки спостереження.

За роки, що пройшли після аварії на ЧАЕС, кількісні характеристики накопичення ^{137}Cs рослинами істотно змінилися. Дослідження динаміки накопичення ^{137}Cs надземною фітомасою та ягодами чорниці проводилися нами протягом 1991-1998рр. Постійні пробні площі було закладено на ділянках з низькими та порівняно високими значеннями щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs в умовах вологого субору.

На даному етапі досліджень простежується загальна тенденція до зменшення питомої активності радіонукліду як у ягодах, так і у пагонах чорниці (рис.1.). Питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах чорниці на досліджуваній пробній площі зменшилася з 1591 Бк/кг у 1991 році до 343 Бк/кг у 1998 році. Значення питомої активності ^{137}Cs у пагонах чорниці теж зменшилися у 1998 році у порівнянні з 1991 роком - відповідно 10904 Бк/кг та 2037 Бк/кг. Одним з факторів, який обумовлює нерівномірність зміни значень питомої активності ^{137}Cs у фітомасі чорниці в різні роки досліджень, є кількість опадів протягом вегетаційного періоду. Зміни його середньої температури протягом років досліджень були незначними. Мінімальне значення останнього показника зафіксовано у 1993 році - 16°C , а максимальне у 1996 році - $17,7^{\circ}\text{C}$. Сума опадів протягом травня-серпня у 1991-1998 роках виявилася більш мінливою, ніж температура. Мінімальна кількість опадів випала протягом вегетаційного періоду у 1992 році - 190 мм, максимальна - 370 мм - у 1997 та 1998 роках. Наведені дані показують, що з підвищенням кількості опадів протягом вегетаційного періоду збільшується питома активність ^{137}Cs у фітомасі чорниці. Збільшення кількості вологи протягом помірно теплого літа обумовлює підвищену рухливість радіонукліду в ґрунті за рахунок збільшення кислотності останнього, а також інтенсивніший розвиток надземної фітомаси рослини. Крім того, вологі теплі умови вегетаційного періоду сприяють діяльності мікроорганізмів ґрунту, які, в свою чергу, беруть участь у процесі мінералізації лісової підстилки та збільшенні надходження ^{137}Cs до ґрунту.

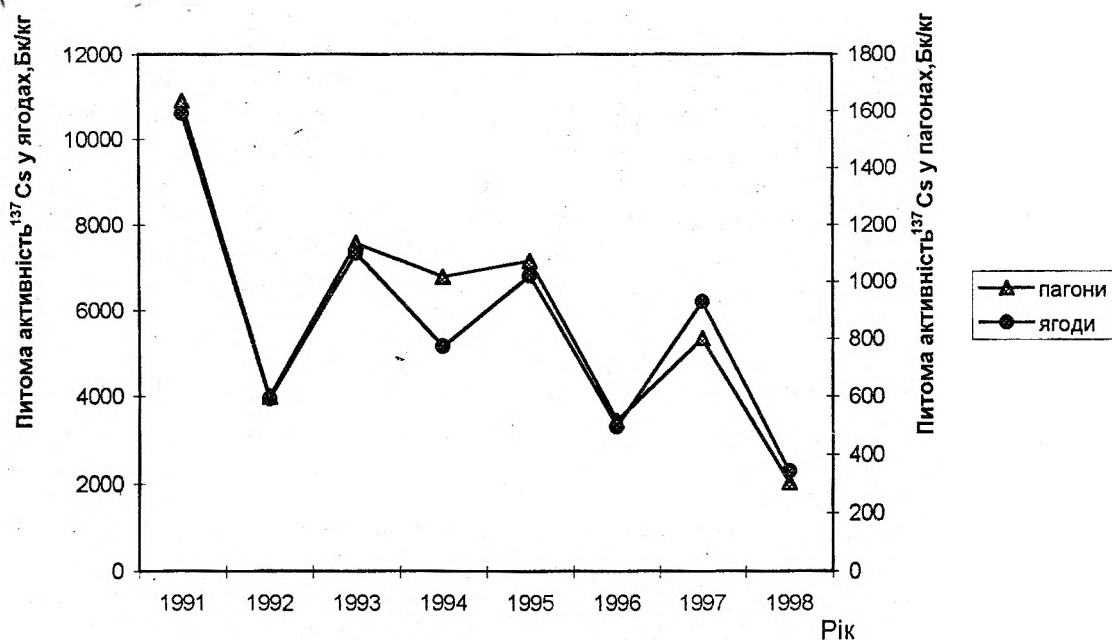


Рис. 1 Динаміка питомої активності ^{137}Cs у пагонах та ягодах чорниці по роках спостереження

Як видно з даних таблиці 1, інтенсивність накопичення ^{137}Cs ягодами та пагонами чорниці протягом восьми років змінювалась по роках дослідження. Провідними факторами, що вплинули на динаміку накопичення даного радіонукліду чорницею, є вертикальна міграція ^{137}Cs у ґрунті та перерозподіл його між лісовою підстилкою та мінеральними шарами ґрунту, а також погодні умови окремого року спостереження.

Таблиця 1

Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту до фітомаси та свіжих ягід чорниці

№ пробної площі	КП	Роки спостереження							
		1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
11	пагони	94,2	61,7	74,4	154,2	91,6	60,0	149,3	36,6
	ягоди	13,7	9,1	10,2	16,9	13,1	8,1	11,0	6,5
15	пагони	71,5	101,8	58,1	72,1	69,9	74,3	118,5	113
	ягоди	11,6	11,3	8,3	14,9	11,1	11,2	14,6	12,5

Коефіцієнт переходу ^{137}Cs (КП) розраховувався як відношення питомої активності радіонукліду у зразку до щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Отримані дані показують, що в посушливі роки коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту у пагони рослин менший, ніж в роки з більшою кількістю опадів. З підвищенням вологості ґрунту накопичення мінеральних речовин у надземній фітомасі відбувається більш інтенсивно, а разом з поживними речовинами накопичується більша кількість радіонуклідів. Вегетативні органи більш інтенсивно акумулюють ^{137}Cs , ніж генеративні, на що вказує різниця у коефіцієнтах переходу.

Залежність накопичення ^{137}Cs ягідними рослинами різних видів від умов вегетаційного періоду досліджувалася у 1996-98 роках на пробних площах, закладених в умовах свіжого субору при щільностях забруднення ґрунту радіонуклідом, що суттєво не відрізняються між собою в діапазоні 180-240кБк/м². Досліджувалися три близьких види родини Vacciniaceae: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*V. vitis-idaea* L.) та буяхи (*V. uliginosum* L.). Як показали дослідження, в різні роки спостереження міжвидова різниця у накопиченні радіонукліду дикоростучими ягідними рослинами виражена у більшому чи меншому ступені в залежності від балансу тепла та вологи протягом вегетаційного періоду. Вегетаційний період 1996 року відрізняється від аналогічного періоду двох наступних років

меншою кількістю опадів (270 мм - у 1996 році; 370 мм -у 1997-98 рр.) та більш високою середньою температурою повітря (17,71°C - 1996 рік, 17,05°C – 1997 рік та 16,93 - 1998 рік). Внаслідок більш посушливих погодних умов коефіцієнт транспірації води листям рослин, що досліджуються, у 1996 році був вищим, ніж у 1997 та 1998 рр. Найбільшою мінливістю за три роки відрізняється температура повітря. З пониженням середньої температури повітря протягом травня-серпня різниця між показниками, які характеризують накопичення ^{137}Cs , збільшується і залежить від виду рослини, що досліджується (табл. 2). Як видно з даних таблиці 2, де представлені відношення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs різних видів ягідних рослин, різниця між видами у накопиченні даного радіонукліду в порівняно прохолодному та вологому 1998 році була більш вираженою, ніж у посушливому 1996 році.

Таблиця 2

Відносна інтенсивність накопичення ^{137}Cs із ґрунту ягідними видами в умовах вологого
субору

Вид	Рік					
	1996 (t=17,1°C; кількість опадів = 270 мм)		1997 (t=17,05°C; кількість опадів = 370 мм)		1998 (t=16,93°C; кількість опадів = 370 мм)	
	відношення питомої активності ^{137}Cs у пагонах	відношення коефіцієнта переходу у пагони	відношення питомої активності ^{137}Cs у пагонах	відношення коефіцієнта переходу у пагони	відношення питомої активності ^{137}Cs у пагонах	відношення коефіцієнта переходу у пагони
чорниця / брусниця	0,66	0,99	1,56	1,45	1,87	2,72
брусниця / буяхи	1,77	1,2	1,26	1,49	2,94	3,3
чорниця / буяхи	1,17	1,2	1,96	2,16	5,49	8,97

Температура повітря і, відповідно, ґрунту відіграє суттєву роль у процесі надходження радіонуклідів до надземної фітомаси рослин. Температура є головною складовою ґрунтового клімату. Вона впливає на фізичні та біологічні процеси в ґрунті, сприяє мобілізації елементів мінерального живлення. З підвищенням температури збільшується кількість рухомих форм елементів живлення. Дія температури на поглинання речовин кореневою системою рослин визначається швидкістю процесу та міцністю сполук, що виникають між речовинами, які поглинаються, та речовинами корневих клітин. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs у пагони чорниці та брусниці у 1996 році практично не відрізнялися, тобто інтенсивність надходження ^{137}Cs у рослини була однаковою. В той же час питома активність ^{137}Cs у пагонах брусниці була суттєво вищою, ніж у чорниці ($F_{\text{ф}}=3,66 < F_{0,1}=4,66$). Однією з причин, що обумовлює різницю у значеннях показників, які досліджуються, є різниця у кількості вологи, втраченої в процесі транспірації. Транспірація є головною рухомою силою дальнього переносу мінеральних речовин з кореня до надземної маси рослини та навпаки. Стан водного режиму листя є визначальним для ступеня активності фізіологічних процесів. У 1996 році, коли температура повітря і, відповідно, коефіцієнт транспірації були найвищими, вміст ^{137}Cs у брусниці, яка характеризується найбільшою водоутримуючою здатністю, виявився найбільшим серед видів, що досліджуються. У більш вологі та прохолодні 1997-98 роки питома активність ^{137}Cs у пагонах чорниці та буяхів, листя яких характеризується більш високим вмістом води, збільшилася у порівнянні з брусницею. Оскільки видова різниця у інтенсивності надходження радіонуклідів до пагонів рослин незначна і в процесі транспірації втрачається лише вода, а не ^{137}Cs , наводненість листя у даному випадку має опосередкований вплив на вміст радіонукліду в рослинах. У брусниці при більшій кількості води в клітинах під час посушливого літа обмінні процеси відбуваються більш інтенсивно не лише в кількісному, а й у часовому відношенні. В результаті вміст ^{137}Cs у даній рослині виявляється більшим, ніж у двох інших. Таким чином, видові особливості в накопиченні ^{137}Cs рослинами проявляються по-різному в залежності від погодних умов. Різниця в показниках, що характеризують

накопичення радіонукліду у ягодах досліджуваних рослин, виявляється менш чітко, ніж у пагонів (для значень питомої активності ^{137}Cs у пагонах ($F_{\phi}=4,71 > F_{0,05}=3,40$); для значень коефіцієнта переходу у ягоди ($F_{\phi}=2,00 < F_{0,1}=3,59$). Тобто, погодні умови року спостереження мають більший вплив на процес накопичення даного радіонукліду вегетативними органами, ніж генеративними.

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ СЕПТОРІОЗУ ПШЕНИЦІ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

М.М. Ключевич

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Висвітлено поширеність, особливості розвитку септоріозу пшениці на стійкість її сортів до хвороби в умовах радіоактивного забруднення.

Пшениця є однією з основних зернових культур у сільськогосподарському виробництві зони Полісся України, значна територія якої зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Останніми роками в зоні забруднення радіонуклідами через недотримання науковообґрунтованого чергування сільськогосподарських культур в сівозмінах, низький рівень агротехніки і ряд інших економічних та соціальних труднощів масового розповсюдження набули шкідники, хвороби та бур'яни, які призводять до значного зниження збору зерна і погіршення його якості, а інколи і до загибелі посівів.

Однією із найбільш поширених захворювань пшениці на території Полісся є септоріоз (О.А. Дереча, Р.Г. Михайлова, 1977), який в зоні радіоактивного забруднення набув інтенсивного розвитку. Хворобу викликають гриби, які належать до класу Deuteromycetes, порядку Pucciniales і роду Septoria, найбільш поширеними видами якого є Septoria tritici Roberge - збудник плямистості листя і Stagonospora nodorum (Berk.) - збудник плямистості колоскових лусок та листя (W.A. Shipton et al., 1971).

Патогени, розвиваючись в рослинному організмі, викликають зміни фізіолого-біохімічних процесів. У листках пшениці вміст хлорофілу зменшується на 19-71%, аскорбінової кислоти на 33-59 %, інтенсивність фотосинтезу в 4-9 разів і інтенсивність дихання на 4-17%. Під впливом хвороби у рослин погіршуються основні показники структури врожаю (В.Ф.Пересипкін, М.М.Кирик, М.П.Лісовий, 1989). При сильному ураженні посівів септоріозом спостерігається пустоколосість і загибель окремих рослин, що є причиною недобору врожаю до 30-40% (В.Ф.Пересипкін, С.Л.Тютєрев, Т.С.Балатова, 1991). Ураження пшениці збудниками септоріозу впливає і на якість зерна. В зерні, зібраному із уражених септоріозом рослин пшениці, вміст білкового азоту зменшується на 0,32%, енергія проростання – на 16 і польова схожість на 9%.

За даними досліджень В.Ф.Пересипкіна (1973, 1977) та С.М.Коваленка (1977), збудники септоріозу, крім пшениці, уражують жито, ячмінь, овес, просо, пирій повзучий, лисохвіст лучний, грястицю збірну та інші злаки. Злакові трави можуть бути джерелом первинного інокулюму септоріозу для пшениці, однак основна маса ізолятів найбільш вірогідно походить із інфікованих рослинних решток та зерна пшениці (Тетєревнікова-Бабаян Д.Н., 1987).

Аналіз літературних джерел переконує в тому, що біологічні особливості розвитку септоріозу в умовах Полісся України вивчено недостатньо, особливо на території радіоактивного забруднення. А тому, з метою вивчення особливостей розвитку септоріозу на посівах озимої та ярої пшениці, нами протягом 1999-2000 рр. проводилися обліки ураженості посівів пшениці цією хворобою під час експедиційних обстежень полів у господарствах, а

також районуваних та перспективних сортів на Овруцькій сортовипробувальній станції, які знаходяться в III-IV зоні радіоактивного забруднення; крім того проводили польові дослідження в СТОВ "Перемога" Коростенського району на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах з щільністю забруднення цезієм - $137\ 3\text{--}5\ \text{Кі/км}^2$. Розмір облікової ділянки - $50\ \text{м}^2$, повторність чотириразова. Облік ураженості рослин септоріозом проводили за методикою ВНДІЗР (1986).

Експедиційне обстеження посівів показало, що септоріоз набув широкого поширення на озимій і ярій пшениці в господарствах Коростенського, Народицького та Овруцького районів і має стійку тенденцію до розповсюдження. Ураженість посівів пшениці цією хворобою в господарствах цих районів становить від 30 до 55%. Найбільшого розвитку септоріоз набув в Овруцькому районі, де ураженість посівів пшениці хворобою сягала 55%. Збудниками захворювання в цих районах виявлено як *Septoria tritici*, так і *Septoria podorum*, але найбільш поширеним видом є *Septoria tritici*.

В агроекологічних умовах СТОВ "Перемога" Коростенського району перші ознаки септоріозу на озимій пшениці виявлено уже на її сходах у вигляді дрібних жовтуватих плям, які трохи пізніше, у фазі кушіння, ставали світло-бурими та бурими, інколи з темним обідком навколо них. Перед припиненням осінньої вегетації на цих плямах формувалися пікніди, в стадії яких, а також міцелію та недозрілих перитеціїв на залишках уражених рослин, що знаходилися на поверхні ґрунту, сходах падалиці і посівах озимих культур гриб зимував в даних умовах.

Навесні, при відновленні вегетації озимої пшениці, проходив подальший розвиток пікнід з великою кількістю пікноспор (25-27 етап за шкалою ЄС). В середині квітня пікноспори дозрівали і відбувалося первинне зараження рослин. На 41-45 етапах розвитку рослин озимої пшениці спостерігалася ураження септоріозом листків нижніх ярусів. При цьому розвиток хвороби на четвертому листку сягав 40-50% з наявністю добре розвинутих пікнід, а на третьому і другому спостерігалися характерні для хвороби некротичні плями.

Максимального розвитку в цих умовах хвороба набула у фазу молочно-воскової стиглості зерна (80-82 етап), де ураженість рослин в цей період становила в середньому за два роки 46%, що на 10-15% вище, ніж в умовах учгоспу "Україна" Черняхівського району. За нашими спостереженнями, в умовах Полісся септоріоз може давати декілька генерацій за вегетаційний період.

На посівах ярої пшениці сорту Мунк розвиток септоріозу був дещо менший, однак в період інтенсивного розвитку хвороби ураженість рослин перевищувала 35%.

В умовах СТОВ "Перемога" відмічався різний розвиток септоріозу на посівах пшениці залежно від попередників. Так, на озимій пшениці, яку висівали після конюшини першого року використання, ступінь розвитку хвороби спостерігався в середньому 25%, другого року - 28%. Найбільш інтенсивно септоріоз прогресував на посівах пшениці, попередниками якої були стерньові культури: пшениця, ячмінь. Ступінь ураженості рослин пшениці на таких масивах сягала 40-50%. Значно сильніше були уражені рослини ранніх строків посіву 40 і більше відсотків.

Через недотримання чергування сільськогосподарських культур у сівозмінах, поганий обробіток уже упродовж багатьох років значних масивів, а також ряд економічних, енергетичних та соціальних труднощів значні території в зоні радіоактивного забруднення охоплені злаковими бур'янами. Масового поширення тут набув пирій повзучий, на якому виявлено інтенсивний розвиток збудників септоріозу. В деяких місцях ураженість його спостерігалася в межах від 40 до 60%. Тому однією із причин такої високої ураженості посівів пшениці септоріозом в даній зоні, на нашу думку, є наявність великої кількості злакових бур'янів, які, займаючи великі необроблювані масиви, вилучені із сільськогосподарського користування через високу щільність забруднення радіонуклідами, є резерватами і розповсюджувачами збудників хвороби. Крім того, при постійній дії малих доз радіації, можливо, виникають нові, більш агресивні раси збудників септоріозу, які можуть завдавати сільському господарству значної шкоди.

Результати досліджень щодо вивчення стійкості сортів пшениці проти септоріозу свідчать про те, що всі районувані і перспективні сорти пшениці, на яких проводили обліки ураженості в зоні Полісся, виявилися біологічно нестійкими до хвороби. Ступінь ураженості сортів озимої пшениці становив від 10 до 55%. Найбільш стійкими, де ступінь ураженості становив 10-17%, були сорти озимої пшениці Веселка, Київська 8, Перлина Лісостепу та Центос. Ураженість сортів ярої пшениці

була в межах від 7 до 45%. В меншій мірі уражувалися сорти Рання 93, Скороспілка 98, Скороспілка 99 та Волинська яра.

Отже, отримані дані свідчать про те, що на території радіоактивного забруднення однією із причин значного зниження врожаю зерна є інтенсивний розвиток септоріозу, який на деяких посівах у 8-10 разів перевищує економічний поріг шкодочинності і потребує розробки та впровадження у виробництво екологічно безпечної природоохоронної системи захисту рослин.

ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ ТА ЧАСОВА ДИНАМІКА ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ЦЕЗІЮ-137 В АГРОЛАНДШАФТАХ ПІВДЕННОГО СТЕПУ УКРАЇНИ: РЕЗУЛЬТАТИ ЕКОЛОГО-АГРОХІМІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

М.О.Троїцький,
А.П. Зайченко

Україна, Миколаївський обласний державний проектно-технологічний
центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

Узагальнення результатів багаторічних спостережень за вмістом чорнобильського цезію-137 в агроландшафтах Миколаївської області, що виконувалися під час еколого-агрохімічного моніторингу, виявили деякі закономірності просторового розподілу та часової динаміки радіонукліду в ґрунтах Півдня України.

Південні області України мало постраждали від чорнобильської аварії, але наявність в регіоні 3-х енергоблоків ВВЕР-1000 на Южноукраїнській АЕС і 6-ти аналогічних блоків на Запорізькій АЕС робить проблему узагальнення даних про динаміку аварійного Cs-137 і створення моделі його поведінки в ґрунтах Південного Степу (чорноземах звичайних і південних, темно-каштанових ґрунтах) актуальною, доки існує хоча б мінімальна ймовірність ядерних аварій.

За даними багаторічних спостережень на 33-х реперних ділянках, розташованих в усіх регіонах Миколаївської області, середній вміст цезію в ґрунтах області до аварії на Чорнобильській АЕС становив 5 Бк/кг. Після аварії в 1986 році питома активність цього радіонукліду в ґрунтах в середньому по області збільшилась у 10 разів. Подальші спостереження дозволили побудувати регресійну модель очищення орного шару ґрунтів Миколаївської області від цезію-137. Аналіз рівнянь регресії дав змогу виділити дві стадії виведення:

- швидка (1986-1991 рр.); швидкість виведення затухаюча, період напіввиведення - 2,5 року(900 діб);
- повільна (з 1991 р.); швидкість виведення постійна, період напіввиведення - біля 4,8 року(1750 діб).

Результати визначення вмісту цезію-137 під час проведення еколого-агрохімічної паспортизації показали, що сучасна картина радіаційного забруднення є наслідком перерозподілу чорнобильських випадінь. Радіонуклід розподілений по території області нерівномірно. На сьогодні із 19 районів 12 можуть вважатися радіологічно чистими: середня щільність забруднення цезієм-137 становить 0,022 – 0,042 Кюрі/км², максимальна не перевищує 0,1 Кюрі/км². Ці райони можуть використовуватись як сировинні зони для отримання радіологічно чистої продукції з доаварійним вмістом цезію-137.

Вознесенський, Врадівський та Новоодеський райони можна віднести до другої групи. Середня щільність забруднення складає 0,066 - 0,088 Кюрі/км², максимальна не перевищує 0,4 Кюрі/км². Третя група районів – Арбузинський, Доманівський, Кривоозерський

та Первомайський, - має найбільші рівні забруднення, як середні (0,098 – 0,157), так і максимальні (0,737 – 0,865 Кюри/км²).

Велика різниця між максимальними та середніми рівнями забруднення для районів другої та третьої груп вказує на “плямистий” характер забруднення.

Була зроблена спроба оцінити кореляцію між основними агрохімічними показниками ґрунтів, а також вмістом рухомих форм важких металів та вмістом цезію-137. Коефіцієнти детермінації та рівняння регресії наведені нижче.

Пари показників	Рівняння регресії	Коефіцієнт детермінації (коефіцієнт кореляції)
цезій-137-гумус	$y=0.021 * e^{0.587 * x}$	0.62(0,787)
цезій-137-мідь	$y=0.0228 * e^{-0.536 * x}$	0.4(0,632)
цезій-137-азот	$y=0.07748 * x^{1.08}$	0.28(0,53)

Найбільш тісна залежність виявлена між вмістом Cs-137 та гумусу, Cs-137 та міді, Cs-137 та азоту.

Дослідження не виявили тісного кореляційного зв'язку між вмістом цезію-137 та рН, цезію-137 та калію. Швидше за все, при характерних для ґрунтів півдня нейтральних і слаболужних рН, високому та дуже високому вмісті калію ці показники істотно не впливають на розподіл радіонукліду в ґрунтах.

Тісний зв'язок між вмістом цезію-137 та вмістом міді може вказувати на подібні механізми їх взаємодії з ґрунтами, спільні напрямки та інтенсивність міграції в агроландшафтах.

ДОЦІЛЬНІСТЬ МАШИНІЗАЦІЇ РУБОК ПРИ ФОРМУВАННІ СОСНОВО-ДУБОВИХ МОЛОДНЯКІВ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛІСІВ

Г.К. Приступа,
М.І. Москальчук,
В.О. Бузун,
Р.Г. Приступа

Україна, Житомирський інженерно-технологічний інститут м. Житомир
Україна, Поліський філіал Українського науково-дослідного
інституту лісового господарства і агролісомеліорації

Вивчено особливості збереження підросту в процесі проведення лісосічних робіт, формування природних сосново-дубових молодняків після рубки в умовах радіоактивного забруднення ґрунту

В умовах радіоактивного забруднення лісових територій у певних типах лісу природне поновлення служить основним способом лісовідновлення. Показники лісівничого і економічного ефекту його базуються на максимальному збереженні лісового середовища в процесі проведення заходів сприяння природному поновленню, мінімізації об'ємів лісокультурних робіт, скороченні строків вирощування стиглої деревини, зменшенні тривалості перебування робітників забруднених радіонуклідами лісах, скороченні витрат матеріальних і трудових ресурсів.

З метою вивчення можливості збереження підросту в процесі проведення лісосічних робіт, формування природних сосново-дубових молодняків після рубки в умовах радіоактивного забруднення ґрунту радіоцезієм до $5^{Ki}/\text{км}^2$ в 1987-1988 рр. було закладено ряд дослідно-виробничих об'єктів рубок головного користування з використанням лісозаготівельних машин.

Для прикладу розглянемо послідовність проведення лісоексплуатаційних і лісівничих прийомів дослідження на об'єкті 2, закладеному в Червоновольському лісництві Городницького держлісгоспу на Житомирщині. На ділянці 2, площею 1,8 га, до рубки зросло соснове насадження X класу віку з домішкою берези до 10%, повнотою 0,7, запасом 290 м³/га, в типі лісорослинних умов ВЗ. На ділянці проводилась суцільна рубка із збереженням підросту в літній період.

До початку рубки під наметом материнського деревостану нараховувалося підросту і молоднику 15,3 тис. шт. на 1 га, в тому числі головних порід – 7,4, супутніх – 0,7 і чагарникових – 7,2 тис. шт. Характерним в оцінці поновлення на цій ділянці є перевага дубового підросту над сосновим за кількістю в 6,4 раза, що без проведення діючих лісогосподарських заходів може призвести до небажаної зміни головної породи – сосни звичайної. Питома вага підросту головних і супутніх порід висотою до 1 м становила 53,1%, від 1 до 3 м – 32,1, вище 3 м – 14,8%.

При освоєнні дослідно-виробничої лісосіки з використанням багатоопераційних лісозаготівельних машин передбачалось максимальне збереження підросту і молодняка. Ділянка розроблялась методом вузьких пасік, шириною 15 м кожна, а пасіки – за повздовжньо-стрічковою схемою освоєння із застосуванням звальювально-пакетувальної машини (ЗПМ) ЛП-19 А, трелювального трактора ЛТ-157, сучкорізувальної машини ЛП-33 і щелепного навантажувача ПЛ-1А. При освоєнні пасік дерева зрізали одночасно на пасічних волоках шириною 4-4,5 м і на півпасіках шириною 5,5 м і клали їх на слід ЗПМ в пакети окоренками в сторону трелювання.

Слід зауважити, що лише після проведення підготовчих робіт на лісосіці, які включали влаштування двох обрізувально-навантажувальних майданчиків (одна в межах, друга за межами ділянки), будівництво під'їзної дороги і магістрального волоку приступали до рубки дерев на стрічках пасіки паралельними ходами ЗПМ, маневруючи між куртинами підросту без розвороту машини. Трелювальний трактор під час роботи розвертався в місцях без підросту або при мінімальній кількості його, доставляючи на два майданчики пачки дерев з кронами. Волоки займали 14% площі лісосіки. Сучкорізною машиною очищали дерева від сучків, вирівнювали окоренки хлестів, покращуючи умови для навантаження лісу на автотранспорт.

Суворо регламентована технологія рубки на ділянці забезпечила виконання лісогосподарських вимог і виробничу діяльність операторів машин на всіх фазах лісосічного процесу. Після закінчення лісосічних робіт на ділянці збереглося 70% загальної кількості підросту, в тому числі стовбурців сосни – 0,7, дуба – 4,5, берези – 0,1, осики – 0,3 тис. шт. на 1 га. Незважаючи на досить високий запас і повноту насадження перед рубкою, в результаті освоєння дослідної ділянки була досягнута проєктивна збереженість підросту, що підтверджує ефективність використання операційних агрегатів для цієї мети.

Виходячи з того, що співвідношення підросту сосни і дуба, який зберігся після рубки лісу, не є оптимальним для суборесних умов, навесні 1988р. на кожному із волоків вирубки було висаджено два спарені ряди сосни (в середньому – 2,4 тис. шт. на 1 га), які зайняли 31% площі дослідної ділянки. В результаті загальна кількість сіянців і підросту на зрубі відновилась, питома вага сосни зросла до 38,8%. Зустрічність сосни становила 45%, дуба – 65,8%. Це дозволяє виростити при дбайливому догляді високопродуктивне сосново-дубове насадження.

Проведені осінні обліки наявності підросту і сіянців на дослідній ділянці, в перші два роки після рубки і в наступні періоди років, підтвердили функціонування здорового сосново-дубового насадження з достатньою кількістю в його складі сосни звичайної. Забезпеченість площі підростом з урахуванням вводу сосни доведена до 95%.

Таким чином, в процесі машинізації лісозаготівель при дотриманні ощадливої технології лісосічних робіт можна забезпечити високе зберігання наявного підросту деревних порід.

Другим важливим показником, що характеризує зміни природного середовища на зрубках, окрім динаміки лісовідновних процесів, є стан поверхні і верхніх шарів ґрунту. Пов'язано це з тим, що життєдіяльність рослин і ґрунтових організмів в значній мірі обумовлені наявністю в ґрунті достатньої кількості повітря і води.

Вивчення впливу рубок з використанням тяжких лісосічних машин на стан поверхневих шарів ґрунту проводили і на зрубі наведеної вище дослідної ділянки твердоміром Рев'якіна. У 30-50 – кратній повторності визначали твердість ґрунту на глибині 0-20 см з градацією через 5 см між волоками і на волоках.

Встановлено, що твердість ґрунту на волоках у рік рубки збільшилась в 1,7-3,0 рази, міжволокових просторах - в 1,1-1,5 раза в шарі ґрунту 15-20 см, в інших шарах ґрунту значення цього показника дещо менше. Об'ємна маса ґрунту на волоках значно вища, ніж на незайманому лісосічною технікою міжволоковому просторі. Отже, загальна порозність ґрунту, а відповідно і його водопроникнення, зменшується, що призводить до переведу частини внутрішньо поверхневого стоку в поверхневий та до зменшення інтенсивності інфільтрації.

На основі виконаного дослідження можна зробити такі висновки:

1. В умовах забруднення лісових територій радіоцезієм до 5 Кі/км^2 освоєння лісосічного фонду в певних типах умов місцезростання доцільно здійснювати з орієнтацією на природне поновлення на зрубках.

2. В процесі машинізованих лісозаготівель можна забезпечити високе (більше 70%) збереження наявного підросту головних порід і створити передумови для формування різновікового сосново-дубового насадження.

3. В ході машинних рубок істотно зменшується пошкодженість підросту, який зберігся, підвищується його виживання, що є наслідком виносу зрізаних дерев у вертикальному положенні до місця пакетування.

4. Несприятливі наслідки машинізації лісосічних робіт, які полягають в ущільненні ґрунту, можна значно скоротити шляхом проведення рубок у зимовий період, застосовуючи несущільні способи рубок і технологію, що не дозволяє машинам заходити за межі раніше намічених волоків.

5. Одним із напрямів подальшого удосконалення лісозаготівель з максимально можливим збереженням підросту і лісового середовища є перехід до однофазної безперервної технології на базі маневрових лісових комбайнів-харвестерів полегшеного типу, з допомогою яких проведення лісосічних робіт перш за все стане більш безпечним для операторів машин і підвищить економічну і екологічну ефективність лісовідновлення.

ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr В РЕГИОНАХ, ПОСТРАДАВШИХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

В.А. Кашпаров,
С.Е. Левчук

Украина, Украинский научно-исследовательский институт
сельскохозяйственной радиологии

Рассмотрены вопросы перехода радионуклидов в мобильные формы при растворении чернобыльских топливных частиц в естественных условиях в почвах и обусловленное этим загрязнение сельскохозяйственной продукции в регионах, пострадавших в результате Чернобыльской катастрофы.

Первые результаты, полученные на топливных следах радиоактивных чернобыльских выпадений, показали ограниченность области применения ранее полученных закономерностей поведения радионуклидов. Так, на топливных следах радиоактивных выпадений радионуклиды отличались существенно меньшей мобильностью и биологической доступностью (наиболее сильно это проявлялось для ^{90}Sr) по сравнению с конденсационной формой выпадений (как глобальных, так и чернобыльских). Со временем происходило растворение топливных частиц (TЧ) в почве, что привело к увеличению загрязнения растительности ^{90}Sr и усилению его

миграции в поверхностные и грунтовые воды.

Отсутствие знаний о поведении в окружающей среде радионуклидов, выпавших в составе матрицы частиц облученного ядерного топлива, не позволяло в полной мере корректно оценить радиологическую обстановку в ближней зоне во время аварии на ЧАЭС и спрогнозировать ее изменение в будущем, а также оптимизировать применяемые контрмеры.

На основании измерений доли обменного чернoбыльського ^{90}Sr и внесенного в почву в водорастворимой форме ^{89}Sr был разработан метод оценки степени растворения топливных частиц в почве и динамики перехода радионуклидов в мобильные формы в естественных условиях.

Полученные данные по содержанию радионуклидов в матрице ТЧ спустя десять лет после Чернобыльской аварии показали более высокую химическую устойчивость не окисленных топливных частиц в почве на узком Западном следе радиоактивных выпадений, образовавшемся в результате первого выброса во время аварии на ЧАЭС, по сравнению с частицами, выброшенными в других направлениях и образовавшимися в результате окисления ядерного топлива. Скорость растворения однотипных частиц в наибольшей степени коррелирует с кислотностью водной вытяжки $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. Больше всего частиц сохранилось в нейтральных почвах ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 6$) независимо от направления и расстояния от ЧАЭС. Так, даже на удалении на юг более 30 км в окультуренных нейтральных почвах ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ около 7), используемых в сельскохозяйственном производстве после аварии, до настоящего момента основная доля активности ^{90}Sr находится в немобильной форме в составе топливных частиц (порядка 50-70%).

Проделанной работой показано, что для прогнозирования изменения радиологической ситуации правомерно применение уравнения кинетики первого порядка и полученных зависимостей для постоянных трансформации топливных частиц (k , год $^{-1}$) в почвах ближней зоны аварии на ЧАЭС (1):

$$dA(t)/dt = -(k + \lambda) \cdot A(t), \quad \text{FP} = A(t)/(A_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t)) = \exp(-k \cdot t) \quad (1),$$

где $A(t)$ и A_0 - активность частиц в момент времени t после выпадений и в начальный момент, соответственно. λ - постоянная радиоактивного распада, год $^{-1}$, а постоянные трансформации топливных частиц (k , год $^{-1}$) имеют следующие значения:

для Западного следа:

$$\begin{aligned} k &= 0.6 \cdot 10^{(-0.15 \cdot \text{pH})} && \text{при } \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 7.0 \\ k &= 0.05 && \text{при } 7.5 > \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} \geq 7.0 \end{aligned} \quad (2)$$

для всей ближней зоны без Западного следа:

$$\begin{aligned} k &= 40 \cdot 10^{(-0.45 \cdot \text{pH})} && \text{при } \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 6.5 \\ k &= 0.05 && \text{при } 7.5 > \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} \geq 6.5 \end{aligned}$$

На основании полученных результатов сделана оценка динамики растворения топливных частиц и перехода радионуклидов из их матрицы в различных почвенных условиях. Период полурасстворения ТЧ с увеличением кислотности почвы ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ с 7 до 4) изменяется с 14 до 1 года. Описание с помощью полученных нами параметров динамики перехода ^{90}Sr из матрицы топливных частиц в почву хорошо согласуется с литературными данными о формах его нахождения в почве на топливных следах чернoбыльського выброса в различное время после аварии и динамике радиоактивного загрязнения растительности.

Полученные зависимости постоянных трансформации чернoбыльських топливных частиц разного генезиса от кислотности почв (2) позволяют прогнозировать переход радионуклидов из их матрицы в почвенный раствор и вовлечение в процессы миграции, а также корневого поступления в растения.

Учитывая динамику растворения топливных частиц в почве, можно сделать вывод, что радиологическая ситуация на топливных следах радиоактивных выпадений в настоящее время стабилизировалась. В составе матрицы топливных частиц (в малодоступной форме) находится менее 50% радионуклидов от их общего запаса в почве. Учитывая радиоактивный распад ^{90}Sr , можно утверждать, что увеличение его абсолютного содержания в мобильной форме в нейтральных почвах будет наблюдаться в течение еще 10-20 лет, однако его максимальное содержание не превысит более чем на 20% существующий в настоящее время уровень. Для кислых же почв содержание ^{90}Sr в мобильном состоянии уже достигло своего максимума и со временем, как и обусловленное этим загрязнение растительности, будет уменьшаться.

В зависимости от скорости растворения ТЧ корневое загрязнение ^{90}Sr растительности в первые годы растет и достигает максимума только на 2-20 год. Наиболее поздно достигает максимума загрязнение растительности ^{90}Sr на нейтральных почвах (через 20-25 лет), однако его максимальное содержание не превысит более чем на 20% существующий в настоящее время уровень.

На основании полученных данных сделана оценка возможности сельскохозяйственного использования земель Зоны отчуждения. Лимитирующим фактором при рассмотрении различных сценариев использования 30-км зоны является загрязнение продукции ^{90}Sr , а не ^{137}Cs , или внешнее облучение персонала. В настоящее время и в обозримом будущем в сельскохозяйственном производстве могут использоваться только отдельные участки периферии юго-западной части 30-км зоны. Другим вариантом возможного использования территории Зоны отчуждения является заготовка древесины. Проведенная оценка показала, что за пределами наиболее загрязненной 10-км зоны ЧАЭС загрязнение древесины ^{90}Sr и, тем более, ^{137}Cs будет соответствовать существующим нормативам.

С введением в Украине в 1997 году новых допустимых уровней (ДУ-97) загрязнения ^{90}Sr пищевых продуктов (для хлебопродуктов – 5 Бк/кг, для овощей, мяса и молока – 20 Бк/кг) вновь возникла острая необходимость в сертификации сельскохозяйственной продукции, так как малые уровни загрязнения ^{90}Sr растительности в первые годы после аварии, обусловленные топливной компонентой радиоактивных выпадений, привели к ослаблению или полному прекращению подобного контроля. Исследования загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственной продукции в 1997-1999г.г. в наиболее критических районах Киевской, Черниговской и Житомирской областей Украины, примыкающих к Зоне отчуждения, показали, что для молока и овощей не наблюдается превышения ДУ-97. Во всех обследованных регионах плотность загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственных угодий, включая пастбища, не превышала 30 кБк/м². Загрязнение молока ^{90}Sr составляло 0,5-10 Бк/л с медианой 2,4 Бк/л (n=119). Медианные значения загрязнения радиостронцием молока в общественных и частных хозяйствах сильно не отличались и составляли 3,3 Бк/л (n=72) и 1,4 Бк/л (n=20), соответственно. Исходя из соотношения содержания ^{90}Sr в молоке и мышечной ткани КРС, можно сделать вывод, что и для мяса не будет наблюдаться превышения ДУ-97. Удельное загрязнение ^{90}Sr картофеля, как в общественном, так и в частном секторах, составляет 1-2 Бк/кг. Для других видов овощей также не наблюдается превышения ДУ-97, что обусловлено использованием под овощные культуры наиболее плодородных почв, отличающихся низкими коэффициентами перехода радионуклидов из почвы в растения.

В соответствии с ДУ-97, «продукт (кроме специальных продуктов детского питания) подлежит реализации и потреблению, если выполняется соотношение: $C_{\text{Cs}}/\text{ДУ}_{\text{Cs}} + C_{\text{Sr}}/\text{ДУ}_{\text{Sr}} \leq 1$, где C_{Cs} и C_{Sr} – удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевом продукте, а ДУ_{Cs} и ДУ_{Sr} – нормативные уровни для данного продукта. Поэтому даже достаточно низкое содержание ^{90}Sr в пищевых продуктах приводит к ужесточению минимально допустимого содержания в них ^{137}Cs . Так, при удельной активности молока на уровне 10 Бк/л по ^{90}Sr , удельная активность в нем ^{137}Cs не должна превышать 50 Бк/л.

Наиболее критическими, с точки зрения загрязнения сельскохозяйственной продукции ^{90}Sr , в настоящее время являются зерновые культуры в случае их использования непосредственно для производства хлебопродуктов. Так, медианные значения удельной активности зерна озимой ржи составляли 5,5 Бк/кг (n=78), озимой пшеницы – 4 Бк/кг (n=22) и овса – 8,5 Бк/кг (n=16). Приблизительно в 30% случаев удельная активность зерна превышала 10 Бк/кг, что не гарантирует производства из него хлебопродуктов (коэффициент разбавления 2), удовлетворяющих требованиям ДР-97. Коэффициенты перехода радиостронция из почвы в зерно ржи и пшеницы [(Бк/кг)/(кБк/м²)] в настоящее время сильно не отличаются в одинаковых почвенно-климатических условиях и уменьшаются с увеличением в почве содержания обменного Са [мг·экв/100г (почвы)]: $K_p = 3.9/\text{Ca}$. Таким образом, исходя из типичных уровней содержания обменного кальция в почвах на загрязненных территориях, можно сделать вывод, что критическими, с точки зрения производства зерновых культур для производства хлебопродуктов, являются сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения, начиная уже с 5 кБк/м². Относительно высокий возможный уровень содержания ^{90}Sr в хлебопродуктах, в соответствии с ДУ-97, приводит и к более жестким требованиям по содержанию в них ^{137}Cs .

УДК 631.43:539.16.58/90

СИСТЕМА ЗАХОДІВ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОСУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ В ЗОНІ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

О.І. Бондар,
Л.А. Матвійчик

Україна, Волинський державний університет ім. Лесі Українки
Україна, Волинський державний науковий та інформаційний центр НАН України і
Міністерства освіти і науки України

У статті наведено приклади вирішення проблеми оптимізації радіоекологічного стану осушених земель, одержання біологічно чистої продукції рослинництва за рахунок впровадження системи диференційованих агроеліоративних заходів.

Основними радіонуклідами, підвищений вміст яких після аварії на ЧАЕС зумовлює радіоактивне забруднення культурних рослин, є цезій -137 та стронцій-90 (Бондарь П.Ф., Иванов Ю.А., Озорнов А.Г., 1991). Ці радіонукліди характеризуються досить значним періодом напіврозпаду, відносно високою міграційною активністю в ланцюгу ґрунт-рослина-тварина-людина та здатністю до значного накопичення в сільськогосподарській продукції.

Для виконання найважливіших в економічному плані завдань у практиці ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами землях розроблена й існує зараз ціла низка агроеліоративних заходів, спрямованих на зниження рівня забруднення продукції рослинництва та тваринництва.

Мета роботи полягала у розробці і впровадженні на забруднених територіях системи відповідних заходів, спрямованих на звільнення ґрунтів від радіоактивних речовин, запобігання розпорошенню та переносу радіонуклідів на незабруднені території, одержання сільськогосподарської продукції з вмістом радіонуклідів у межах допустимих рівнів (ДР - 97). Об'єктом досліджень були радіаційно забруднені території Волинського, Житомирського та Чернігівського Полісся України.

Результати та їх обговорення. Система гідротехнічних заходів: сінокоси і пасовища на осушених землях становлять нині до 40% від загальної площі осушених земель Полісся. Однак саме ці території є головними постачальниками цезію-137 та стронцію-90 в продукцію рослинництва та кормовиробництва.

Періодичне затоплення та підтоплення луків паводковими водами призводить до посилення засвоєння цезію-137 лучними рослинами. Так, перехід цезію-137 з ґрунту в рослини на перезволожених луках вищий, ніж на суходільних, у 3-8 разів (таблиця 1).

Проведені комплексні дослідження на лізіметрах Сарненської НДС показали, що при глибоких нормах осушення (РГВ-120 см) підґрунтові води досить слабо впливають на розподіл радіонуклідів по профілю торфового ґрунту і зумовлюють їх знаходження переважно у верхньому шарі (таблиця 2).

За неглибокого залягання підґрунтових вод (<60 см) відбувається перерозподіл і більш рівномірне розміщення радіонуклідів по всій (0-50) товщі торфу включно до підґрунтових вод. У зв'язку з цим близьке залягання від денної поверхні підґрунтових вод в умовах гідрогенних ландшафтів є не тільки фактором активної міграції і перерозподілу радіоактивних елементів по профілю ґрунту, але й передумовою виносу їх за межі ґрунту та забруднення підґрунтових вод та сільськогосподарської продукції.

Таблиця 1

Вміст цезію-137 на осушених ґрунтах сільськогосподарських угідь в залежності від умов зволоження і осушення.

Об'єкт	РГВ, м	Ґрунт КБк/м ²	Рослина Бк/кг	Коефіцієнт переходу (КП)
Дерново-підзолистий оглеєний супіщаний недостатньо осушений ґрунт	0.2-0.6	70	105-196 (трави)	1.5-2.8
Дренажний канал	0.2-0.6	15 (мул)	Не визнач.	Не визнач.
Магістральний канал	0.5-1.0	25(мул)	Не визнач.	Не визнач.
Дерново-підзолистий ґрунт	0.9-1.6	70	32-56(оз.пшениця) 42-610 (трави)	0.5-0.8 1.0-1.6
Торфовище середньопотужне карбонатно-озалізоване (інтенсивно осушене)	0.4-0.6	45	220-275 (трави)	1.8-6.1
Торфовище середньопотужне карбонатно-озалізоване (інтенсивно осушене)	1.2-1.5	48	88-120 (трави)	2.5-3.3
Торфовище середньо потужне	0.8-1.4	36	140-186 (трави)	3.8-5.2

Таблиця 2

Питома активність торфяного ґрунту в залежності від рівня залягання підґрунтових вод (лізіметричний дослід)

Ґрунт	Агрофон	РГВ, См	Глибина відбору зразка, см	Щільність забруднення, Кі/км ²
Торфовий середньопотужний	Р ₉₀ К ₁₅₀	60	0-10	0.76
			10-20	0.88
			20-30	0.53
Малозольний	----	120	0-10	1.16
			10-20	1.06
			20-30	0.47

Реконструкція осушувальних систем і створення більш високих норм осушення вже є заходом, який сприяє зниженню рівня забруднення радіонуклідами підґрунтових вод та рослин.

Система агротехнічних заходів. Досить ефективним меліоративним заходом, спрямованим на одержання екологічно чистої (в межах наявних ДР) продукції, є використання сапропелевих добрив та місцевих зернистих фосфоритів. Виходячи з того, що зерністі фосфорити досить ефективно вплинули також і на формування оптимальних в агрохімічному відношенні параметрів та біопродуктивності ґрунтів, їх можна розглядати як важливий екологічний захід, спрямований на одержання біологічно чистої продукції на забруднених радіоактивними елементами ґрунтах.

Серед агро меліоративних прийомів, які знижують забруднення ґрунту і рослинницької продукції, є проведення глибокого меліоративного розпушення, піскування і глинування торфових ґрунтів, а також внесення гною та хімічних меліорантів, у тому числі і місцевих зернистих фосфоритів.

На мінеральних осушених ґрунтах стосовно цього досить ефективно зарекомендували себе проведення гребенево-грядового обробітку ґрунту, та внесення хімічних меліорантів, гною і сидерації (таблиця 3).

Так, як свідчать проведені нами спостереження, вживання даних меліоративних заходів дозволило істотно знизити інтенсивність переходу радіонуклідів з ґрунту в продукцію рослинництва.

Таблиця 3

Вміст радіоактивних елементів у продукції рослинництва в залежності від системи
гідро- і агро меліоративних заходів.

Грунт	Агрофон	Активність ¹³⁷ Cs								
		грунт КБк кг	трава (злакові)		овес (зерно)		люпин (зерно)		картопля	
			Бк/кг	КП	Бк/кг	КП	Бк/кг	КП	кг	КП
ЧЕРНІГІВСЬКЕ ПОЛІССЯ										
Дерново- підзолистий оглеєний осолонцю- ваний супіщаний осушений	Контроль(без добрив)	55.5	152	2.7	210	3.7	136	2.5	50	0.9
	NPK	55.5	188	3.4	268	4.8	125	2.3	35	0.6
	NPK+ гній т/га+ фосфогіпс т/га +сидерація на фоні гребнево-грядової технології	55.5	40	0.7	67	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Дерново- підзолистий глибокоогле- єний супіщаний	Контроль(без добрив)	60.0	140	2.3	175	2.9	152	2.5	130	2.2
	Вапно, 2т/га + NPK	60.0	82	1.4	90	1.5	85	1.4	95	1.6
	Вапно, 8т/га + NPK	60.0	76	1.3	94	1,6	105	1.9	100	1.7
	NPK+ суглинок, 30т/га +гній, 5т/га+вапно, 2т/га	60.0	44	0.7	58	0.9	46	0.8	52	0.9
	NK+P ₁₂₀ (суперфосфат)	60.0	88	1.5	88	1.5	122	2.0	64	1.1
	NK+P ₁₂₀ (місцевий фосфорит)	60.0	62	1.0	72	1.2	72	0.0	0.0	0.0
	Біолого-органічна система удобрення (P ₇₅ K ₉₀ +15т/га гною + 0.5 т/га доломітового борошна	60.0	40	0.7	44	0.7	30	0.0	0.0	0.0
ВОЛИНСЬКЕ ПОЛІССЯ										
Дерново- підзолистий супіщаний	Контроль (без добрив)	55.5	152	2.7	210	3.7	136	2.5	416	7.5
	NPK	55.5	139	2.5	140	2.5	126	2.3	не	не
	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ +гній, 80т/га	55.5	88	1.6	96	1.7	132	2.4	визн.	визн.
	NPK+вапно, 15т/га	55.5	86	1.5	182	3.3	93	1.7	140	2.5
	NPK+сапропель, 80т/га	55.5	87	1.6	125	2.3	137	2.5	219	3.9
	NPK+зерн. фосф., 15т/га	55.5	82	1.5	139	2.5	101	1.8	96	1.7
Дерново- слабодізо- листий оглеєний легкосуглин- ковий осушений	Контроль(без добрив)	22.6	42	1.8	36	1.6	34	1.5	26	1,1
	NPK	22.6	34	1.5	30	1.3	36	1.6	18	0.8
	NPK+гній, 15т/га+вапно2 .5т/га на фоні глибокого розпушення	22.6	18	0.8	14	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
Торфовий середньо- потужний малозольний	Контроль(без добрив)	42.9	185	4.3	210	4.9	125	2.9	105	2.5
	NPK	42.9	110	2.5	195	4.5	105	2.4	94	2.2
	NPK+суглинок, 150т/га+ мікроелементи	42.9	45	1.0	68	1.6	36	0.8	34	0.8

Система фітобіологічних заходів. Важливим фактором одержання екологічно чистої продукції на забруднених територіях є підбір сільськогосподарських культур з низькою загальною селективністю до нагромадження радіонуклідів. При цьому слід враховувати такі основні моменти: по-перше, рівень радіоактивного забруднення врожаю однієї і тієї ж культури на різних ґрунтах може відрізнятися до двох і більше порядків (Бондарь П.Ф., Иванов Ю.А., Озорнов А.Г., 1991). По-друге, в ідентичних екологічних умовах рівні забруднення врожаю різних культур мають чіткі розбіжності в залежності від належності до

різних ботанічних видів та біологічних особливостей рослин. Так, злакові культури характеризуються значно меншими темпами нагромадження радіоцезію в зерні, ніж зернобобові, а озимі зернові накопичують в 1.5-2 рази менше радіонуклідів, ніж ярі.

Зі злакових зернових культур найменша кількість цезію – 137 нагромаджується в зерні кукурудзи, найбільша – в зерні вівса. Найменша кількість цезію-137 спостерігається у бобах, найбільша – в зерні люпину жовтого.

Слід зазначити, що навіть при щільності забруднення ґрунту до 15 Кі / кв.км. вміст радіоцезію може і не бути вищим за ТДР- 91 (370 Бк/кг), тоді як вміст цезію-137 в рослинах бобових культур може перевищувати чинні тимчасові допустимі рівні.

Важливим фактором раціонального використання забруднених радіонуклідами осушених земель є вирощування на них овочевих культур. Це в першу чергу стосується осушених заплав приміських зон та торфових ґрунтів.

Усі овочеві культури за здатністю нагромаджувати радіоцезій можна віднести до кількох груп. Рослини першої групи (кабачки, цибуля, перець солодкий, гарбуз, патисони, часник, помідори) при рівні забруднення ґрунту 0,56 МБ к/ м² (15 кІ /км²) нагромаджують цезію - 137 до 10% від ТДР –91 і міжнародних норм.

Рослини, віднесені до другої групи, накопичують радіоцезію до 29% від ТДР- 91. Більш високим рівнем накопичення радіоцезію в урожаї характеризуються редис, капуста рання, кріп, салат, буряк (третя група). Однак і в інших культурах вміст радіонуклідів (цезію-137) порівняно незначний – від 20 до 30 % ТДР- 91.

Інші культури також досить слабо поглинають радіоелементи (40-80 % від ТДР -91), тому і їх можна рекомендувати для вирощування на забруднених (до 15 Кі/км²) осушених землях.

Проблеми оптимізації радіоекологічного стану осушених земель, одержання біологічно чистої продукції рослинництва вирішуються шляхом впровадження системи диференційованих агро меліоративних заходів: гідротехнічних (усунення причин вторинного заболочення, підтоплення та затоплення), агротехнічних (глибоке меліоративне розпушення та оранка), хіміко-меліоративних (внесення кальцієвмістких сполук, гною, сапропелевих компостів, місцевих зернистих фосфоритів) та фітомеліоративних (підбір сільськогосподарських культур з низьким рівнем накопичення радіонуклідів).

СУЧАСНИЙ СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ІНТРОДУКЦІЇ ДЕРЕВНИХ РОСЛИН В УКРАЇНІ

В. Т. Харчишин

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Наведено історичні відомості та підсумки інтродукції деревних рослин в Україні. Висвітлено значення та перспективи інтродукції як найважливішого фактора збагачення рослинного різноманіття.

Зберегти навколишнє середовище, примножити щедрість і красу природи – найгостріші проблеми сучасності. Важлива роль у вирішенні цієї проблеми належить інтродукції.

У широкому розумінні інтродукція – це цілеспрямована діяльність людства щодо впровадження в культуру або в природну флору рослин з інших регіонів, які раніше в цьому природно-історичному районі не вирощувались. Інтродукція рослин є одним з найважливіших видів людської діяльності. Розрізняють первинну інтродукцію, коли в культуру залучається дикий вид з характерними йому якостями, і вторинну, коли залучається культивар. Повторне введення в культуру будь-яких представників виду, які уже тут зростали і за певного збігу

обстає випали, називають реінтродукцією, а входження інтродуцента в природні ценози – натуралізацією. Інтродукція зародилась у практичній діяльності людини і пройшла складний шлях становлення – від стихійного, первісного використання та вирощування дикорослих рослин до цілеспрямованого освоєння та використання природних ресурсів і наукового прогнозування їх відтворення. Саме інтродукція рослин, як процес залучення величезного асортименту рослин в культуру, відіграє надзвичайно важливу роль у науковому і економічному розвитку суспільства. Впровадження високопродуктивних сільськогосподарських культур – картоплі, пшениці, рису, великої кількості овочевих та плодівих рослин – створення славетних парків, дендрозаповідників, скверів – все це відбувалося і продовжується шляхом інтродукції. В сучасному сільському і лісовому господарстві, фармацевтичній промисловості, при озелененні міст і селищ ведеться постійний пошук, впроваджуються нові види, форми і сорти рослин. Інтродукція істотним чином впливає на стійку рівновагу в системі “людина-довкілля”, нормальне існування сучасної цивілізації та її сталий розвиток у майбутньому. Вона має давню історію, є атрибутивною, тобто органічною складовою людського життя з часів його виникнення.

Мета нашої роботи – узагальнити досвід інтродукції деревних рослин в Україні, висвітлити її значення, перспективи та екологічну доцільність.

Інтродукція деревних рослин на території сучасної України бере початок з Трипілля. Слива домашня (*Prunus domestica* L.) та абрикос звичайний (*Armeniaca vulgaris* Lam.), що природно на цій території ніколи не росли, сьогодні є чи не найбільш поширеними плодівими рослинами цього регіону. Насіння цих рослин знайдено в культурних шарах трипільської культури, яка існувала на території України близько 6 тис. років тому.

У другій половині I тис. до н.е. з початком грецької колонізації Північного Причорномор'я та Південного берега Криму тут з'явилися завезені колоністами виноград справжній (*Vitis vinifera* L.), лавр благородний (*Laurus nobilis* L.), кипарис вічнозелений (*Cupressus sempervirens* L.), а на початку нашої ери – смоківниця звичайна (*Ficus carica* L.), маслина європейська (*Olea europaea*), персик звичайний (*Persica vulgaris* Mill.), мигдаль звичайний (*Amygdalus communis* L.), горіх грецький (*Juglans regia* L.).

У X ст. н.е., уже за часів Київської Русі, у лісостепову частину України завезено та впроваджено в культуру виноград справжній, шовковицю білу (*Morus alba* L.), вишню звичайну (*Cerasus vulgaris* Mill.), горіх грецький.

Значних масштабів набула інтродукція деревних рослин в XVII-XVIII ст. завдяки будівництву в Україні ландшафтних парків та створенню ботанічних садів на початку XIX ст., у яких культивувалось багато видів і форм дерев і кущів з інших країв. Саме вони відіграли видатну роль у поширенні в культурі нових деревних рослин у своїх регіонах, і надалі залишаються осередками культури чужоземних видів дерев і кущів, бо мають значне число маточників цих видів у своїх насадженнях. З парків та ботанічних садів більшість екзотичних деревних рослин поширювала у навколишні райони, а з часом – і по всій Україні.

З розвитком садово-паркового мистецтва у другій половині XIX ст. з'явилася тенденція до створення умов для формування системи садово-паркових територій в урбанізованому просторі міста. Як і раніше, основним паркоутворюючим елементом залишається рідна природа та її просторово-композиційні романтичні риси. Сади і парки збагачуються за рахунок дбайливого пошуку цінних рослинних форм, як вітчизняних, так і екзотів. Формування паркового фітоценозу проводиться і на декоративно-художній основі, і з урахуванням фітоценотичного і екологічного підходів. Природа залишається могутньою силою, що викликає пошану, віру, сприяє корисним умовам життя, збільшує сили людини. Перевага віддається породам найбільш цінним, рідкісним, але стійким в місцевих умовах з точки зору їх подальшої виробничої інтродукції. Найбільш цінні з них знайшли широке використання у різних галузях народного господарства України – тополя пірамідальна (*Populus pyramidalis* Rozier), гіркокаштан звичайний (*Aesculus hippocastanum* L.), робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia* L.), клени ясенелистий (*Acer nogundo* L.) та цукристий (*A. saccharinum* L.), маслинка вузьколиста (*Elaeagnus angustifolia* L.), жимолость татарська (*Lonicera tatarica* L.), липи широколиста (*Tilia platyphyllos* Scop.) та срібляста (*T. tomentosa* Moench.), бузки звичайний (*Syringa vulgaris* L.) та східнокарпатський (*S. josikaea* Jacq. f.) з чисельними сортами, садовий жасмин (*Philadelphus coronarius* L.), ялина колюча (*Picea pungens* Michx.), туя західна (*Thuja occidentalis* L.), яловець козачий (*Juniperus sabina* L.), троянда (*Rosa*

sp.) тощо. Вони стали загальновідомі і міцно зайняли вагоме місце в культурному ландшафті України.

Історія введення інтродукованих деревних порід у лісові насадження нараховує більше 200 років. За цей час апробовано сотні деревних і чагарникових інтродуцентів. У лісах України широко культивуються в лісових культурах модрина сибірська (*Larix sibirica* Ledeb.), європейська (*L. decidua* Mill.), японська (*L. leptolepis* Govd.), ялина європейська (*Picea abies* (L.) Karst.), сосна кримська (*Pinus pallasiana* D. Don), псевдотсуга Мензиса (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco), явір (*Acer pseudoplatanus* L.), бархат амурський (*Phellodendron amurense* Rupr.), горіх чорний (*Juglans nigra* L.), карагана деревовидна (*Caragana arborescens* Lam.) та інші.

Інтродукція багатьох малопоширених плодових рослин пов'язана з першими монастирськими садами (XI ст.), які мали утилітарне значення. Звідси садівництво розповсюдилось в монастирські вотчини, князівські садиби (до XVIII ст.), пізніше у дендропарки. В них значно розширився асортимент деревних, чагарникових та квітникових рослин. Протягом багатьох століть вони мали практичний господарський та розважально-декоративний напрями. Саме їм ми зобов'язані збереженням багатьох форм плодових екзотів, завдяки чому у плодових садах України вже давно культивують абрикос звичайний (*Armeniaca vulgaris* Lam.), вишню звичайну (*Cerasus vulgaris* Mill), сливу домашню (*Prunus domestica* L.), персик звичайний (*Persica vulgaris* L.), виноград справжній (*Vitis vinifera* L.), горіх грецький (*Juglans regia* L.), шовковицю білу (*Morus alba* L.), айву довгасту (*Cydonia oblonga* Mill.), дерен справжній (*Cornus mas* L.), а віднедавна - лимонник китайський (*Schisandra chinensis* (Turcz.) Bail.), актинідії коломикта (*Actinidia kolomicta* (Rupr.) Maxim.) та гостру (*A. arguta* Planch.), хеномелес японський (*Chaenomeles japonica* (Thunb.) Lindl.) тощо.

Генофонд інтродукованих в Україні голонасінних і покритонасінних деревних рослин становить 2491 вид та 715 форм дерев, кущів і ліан - всього 3206 видових і внутрішньовидових таксонів, що у 6 разів більше числа видів природної дендрофлори [8]. Вони належать до 2 відділів, 5 класів, 63 порядків, 117 родин та 362 родів. Ці численні зібрання видів і форм деревних рослин зосереджені в 25 ботанічних садах, 16 дендрологічних парках та у дендраріях вузів і державних лісництв.

Найбільші колекції деревних рослин зосереджені в дендрологічних колекціях Національного ботанічного саду ім. М.М. Гришка НАН України, Державного Нікітського ботанічного саду УААН, Ботанічного саду ім. акад. О.В. Фоміна Київського Національного університету імені Тараса Шевченка, дендрологічних парках "Олександрія", "Софіївка", "Тростянець". Дендрологічні колекції у кожній з цих наукових установ нараховують понад 1000 видів, у більшості ботанічних садів вони не перевищують 500 видів у кожному.

Як відзначалося уже вище, генофонд інтродукованих в Україні деревних рослин у 6 разів більший числа видів природної дендрофлори, тобто природна дендрофлора нараховує близько 500 видів: дерев – 130, кущів – 156, напівкущів та ліан – 218 видів. Половина з них бере участь в утворенні лісових ценозів на площі 8,6 млн. га. У складі дендрофлори України 186 ендемів, 220 видів, спільних з Кавказом, 103 види – із Західним Сибіром, 90 – із Середньою Азією, 70 – із Східним Сибіром, по 34 спільні з Арктикою і Далеким Сходом. Найбагатша дендрофлора Криму – 275 видів - та Карпат – 244 види, а найбідніша Полісся – 151 вид. Отже, сучасна дендрофлора України складається з 2995 видів. Терміном "сучасна дендрофлора" ми позначаємо всю сукупність видів деревних рослин – як дикорослих, так і інтродукованих - що культивуються в Україні. Становлення дендрофлори і лісової рослинності України відбувалося протягом багатьох геологічних періодів шляхом природного добору більш стійких особин, видів, родів, які давали нові форми, здатні трансформуватися і вижити в умовах катаклізмів, що відбувалися на нашій планеті.

За підрахунками відомого в Україні дендролога професора М.А. Кохна (Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України), із 70.000 видів деревних рослин 23 тис. видів росте у помірних зонах обох півкуль світу. Із цього числа близько 16 тис. видів – це напівкущі, кущики та напівкущики, які, в переважній більшості, на даний час не становлять інтересу для культури. Залишається близько 8 тис. цікавих для культури видів дерев і кущів. Коли від цієї кількості відняти ті 2995 видів, що нині складають сучасну дендрофлору України, то матимемо близько 5 тис. видів так званого інтродукційного резерву, тобто потенційно придатних для інтродукції в Україні дерев і кущів. Переважна більшість – це

види із Східної Азії (приблизно 2/3), близько 1/3 - із Північної Америки, решта – із Середземномор'я.

Постає логічне запитання – багато це чи ні? Безперечно, дуже багато. Якщо прийняти до уваги той факт, що за 200-річну історію введення інтродукованих видів у лісові насадження їх кількість не перевищує 100 видів, а в наш час протягом одного десятиліття у більш-менш масову культуру впроваджується в середньому 5 видів чи форм деревних рослин, то стає зрозумілим, що наступним поколінням фахівців вистачить роботи з впровадження випробуваних у первинній культурі інтродуцентів на кілька століть. До цього слід зауважити, що інтродукція рослин не може мати однобічну оцінку при підході з різних позицій. Один і той же факт успішної інтродукції може розглядатися і як збагачення, і як біологічне забруднення. Інвазійні процеси мають бути зорієнтовані насамперед на підтримку стійкості екосистем і популяцій через максимальне збереження біорізноманіття. До того ж будь-яка рослина у процесі своєї життєдіяльності не тільки зазнає впливу умов середовища, у якому зростає, але й, у свою чергу, здійснює зворотний вплив на ці умови. Тільки час, витрачений інтродуцентом на проходження природного добору в нових умовах існування, може поставити остаточну крапку щодо його пристосованості до місцевих кліматичних і ґрунтово-гідрологічних умов, патогенних грибів і шкідників. Тобто, в системі середовище – рослина існують як прямі, так і зворотні зв'язки.

Поверхнева оцінка не дозволяє пізнати рослинне різноманіття в повній мірі з наступним випробуванням та використанням. До того ж зовнішнє враження не дає повної уяви про суму позитивних чи негативних якостей, оскільки потенціальна продуктивність рослинного організму не вивчена. Саме тут знову постає питання: чи слід усі види деревних рослин, або, як ми уже називали, “інтродукційний резерв”, випробовувати сьогодні чи найближчим часом в Україні?

На нашу думку, подальшу інтродукцію нових видів слід проводити на основі всебічних досліджень з урахуванням досвіду інтродукції і культури видів деревних рослин за межами України у схожих ґрунтово-кліматичних умовах, позитивних і негативних проявів, економічної та екологічної доцільності. Необхідною складовою частиною таких досліджень залишається інтродукційне прогнозування. Прогнозування – це та частина діяльності людини, яка передуює плануванню та призначена підготувати вихідні дані для розробки планів. Наукове прогнозування не тільки гарантує успіх інтродукційної роботи, але й виключає необхідність багатьох безнадійних спроб, що пов'язаних із значними матеріальними та моральними збитками. Комплексне вживання запропонованих заходів сприятиме новому мисленню і новим формам господарювання, збагаченню якісного та видового складу деревних рослин України.

УДК 582.998 (477)

ВПЛИВ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА РІСТ, РОЗВИТОК ТА НАСІННЕВУ ПРОДУКТИВНІСТЬ *SILPHIUM PERFOLIATUM* L. У ЗВ'ЯЗКУ З ІНТРОДУКЦІЄЮ В ЛІСОСТЕПУ І ПОЛІССІ УКРАЇНИ

О.О. Абрамов,
Н.О. Стаднічук

Україна, Національний ботанічний сад ім. М. М. Гришка, м. Київ

*Досліджено ріст і розвиток та визначено насінневу продуктивність інтродукованої з Північної Америки *Silphium perfoliatum*. На основі одержаних даних встановлено її високу стійкість до нових умов вирощування протягом усього онтогенезу, що дає можливість одержувати високоякісне насіння в Лісостепу і Поліссі України.*

Теоретичними передумовами вивчення росту і розвитку *Silphium perfoliatum* L. в умовах Лісостепу і Полісся України були високі її потенційні можливості та широкий поліморфізм, що дозволяє при наявності сучасної технічної бази створити індустріальну технологію вирощування насіння.

Кліматичні умови в місцях природного виростання *Silphium perfoliatum* (високотравні прерії Центральної частини північноамериканських прерій, де вона зустрічається переважно по берегах річок і озер) та Лісостепу і Полісся України неоднакові. В Північній Америці випадає майже 1000 мм опадів на рік, відбуваються різкі перепади температур і часті зміни погоди. Під час акліматизації *S. perfoliatum* проходять адаптивні реакції на комплекс місцевих екологічних факторів. Це рослина озимого типу розвитку. В перший рік через недорозвинені епикотиль і міжвузля утворюються тільки розеткові листки та інтенсивно розвивається коренева система. У генеративну фазу рослини вступають з другого року.

Період формування проростків починається від проростання насіння і закінчується появою першого справжнього листка. Спочатку на поверхні ґрунту при проростанні насіння з'являється сім'ядольна пластина довжиною 1,5 см і шириною 0,7 см з частиною сім'ядольного коліна. Фаза сім'ядольних листків триває 8-15 діб. Сім'ядольна пластина по краю рівна, м'ясиста, з чітко вираженою жилкою. Гіпокотиль блідо-зелений, з антоціановим забарвленням, довжиною 1,5, шириною 0,5 см.

Зародковий корінь довжиною 6 і шириною 0,1 см, конусоподібний, з тонкими конусоподібними корінцями. На початку розвитку проросток має стержневий корінь, до кінця першого року виростає розетка з 12-18 листків і головного кореня, з якого утворюються кореневища з бруньками відновлення. Їх кількість збільшується з віком рослин і складає від 2 до 18 шт. Численні дрібні бокові корінці досягають глибини більше двох метрів. Завдяки цьому вони дістають вологу з нижніх горизонтів. Більше 60% загальної маси коренів першого року життя знаходиться в орному шарі ґрунту. Кореневище займає 25 % від загальної маси кореневої системи. Корінці, тонші 1 мм, складають майже 6 %.

До кінця вегетації на розетці формується 25 великих листків, у тому числі 14-16 в центральній і по 4-6 в бічних розетках (1-3 на рослині). За період вегетації 5-6 перших листків засихають, інші припиняють ріст після приморозків нижче 5 °С.

Кількість розеткових листків в перший рік залежить від умов вирощування. В умовах Полісся в кінці вегетаційного періоду першого року онтогенезу з насіння, висіяного під зиму, в розетці налічується в середньому 14 прикореневих черешкових листків. Листяна пластина досягає в середньому у довжину 21,5 см, в ширину 11,3, довжина черешка - 18,6 см (табл. 1).

Висота розетки в кінці вересня становить 40-60 см. Листя продовгувате, яйцеподібне або трикутно-яйцеподібне, шорстке з обох боків, по краю крупнозубчасте. Рослини з насіння, висіяного весною, відстають у рості і розвитку і в кінці вегетації мають в середньому 12 листків довжиною 13,9 і шириною 7,2 см (табл. 2).

З другого року онтогенезу рослини вступають у генеративну фазу розвитку. Весною з підвищенням температури ґрунту вище 5°C зрушують в ріст бруньки відновлення. Після утворення 12-15 розеткових листків, на 35-40 добу, в центрі розетки розгортаються перехресно-супротивні стеблові листки і починається ріст і розвиток стебел. На одному кореневищі утворюються 12-18 прямостоячих, соковитих, голих (інколи опушених), зелених, висотою до 400 см, товщиною 2 см знизу і 1 см зверху стебел. Середньодобовий приріст їх за сезон - 1,5-1,7 см, максимальний в липні, перед бутонізацією, досягає 8-9 см. Ріст головного стебла у висоту припиняється на початку цвітіння, в подальшому приріст відбувається за рахунок квітконосів дихазію. При достатній кількості вологи стебло і листя залишаються зеленими до заморозків. Порівнюючи морфометричні показники *S.perfoliatum*, яка вирощувалась в Київській (Лісостеп) і Донецькій (Степ) областях, виявлено неоднакові розміри стебел, листя і квітів. Так, в Донецькій області листя і квіти крупніші, а міжвузля виростають коротші і товщі, а в Київській навпаки – довші і тонші.

Таблиця 1

Середні розміри листків центральної розетки *Silphium perfoliatum* наприкінці
припинення росту при посіві під зиму, см
(НБС, 1983 – 1985 рр.)

Номер листка	Дата обліку	Листкова пластина		Черешок		Приріст листяної пластини
		довжина	ширина	довжина	діаметр	
1	4.04–20.04	8,5	4,5	6,1	0,3	–
2	15.04–20.04	10,1	4,7	8,9	0,3	1,6
3	30.04–9.05	13,1	7,2	9,2	9,7	3,0
4	10.05–22.05	23,8	13,1	25,1	0,5	10,7
5	25.05–5.06	26,2	14,9	24,9	0,6	2,4
6	11.06–17.06	29,5	14,5	25,0	0,6	3,3
7	20.06–30.06	36,7	17,5	30,1	0,6	7,2
8	1.07–11.07	38,2	17,8	28,7	0,7	1,5
9	17.07–21.07	28,3	16,9	29,1	0,7	9,9
10	27.07–2.08	26,6	16,5	25,9	0,6	–1,7
11	8.08–17.08	21,0	11,1	20,2	0,6	–5,6
12	20.08–29.08	15,1	8,1	16,0	0,5	–5,9
13	4.09–14.09	13,0	7,2	12,0	0,5	–2,1
14	19.09–29.09	10,1	4,6	9,1	0,3	–2,9
Середнє		21,5	11,3	18,6	0,5	

Цвітіння кошиків *S.perfoliatum* починається через 85-95 діб після відростання і продовжується 75-100 діб. В бутонах по чергово розкриваються язичкові квіти. Тривалість цвітіння кожної з них - 24-32 год. Трубочасті двостатеві з рудиментарною зав'яззю квіти знаходяться в центрі кошика, вони відкриваються рано-вранці і цвітуть 8-9 год. Після розкриття трубчастих квіток о 10-11 год. з них з'являються фертильні тичинки. У цей час відмічено найбільш активне відвідування квітів бджолами.

Через 2-4 доби, після запилення, віночок в'яне і відпадає. Після цього зав'язь жіночої квітки починає швидко рости. Її розміри - довжина, ширина, товщина і маса - збільшуються, формуються зародки, сім'ядолі, тканини. Після досягнення оптимальних розмірів набуває форми плід, наливається і визріває насінина. Насінина, яка нормально визріла, широка, сплюснена зі спинки, інколи шароподібна, двокрила, з зазубринкою на верхівці, світло-сіра або коричнева, після визрівання вільно обсіпається.

У найбільш сприятливі роки, коли в Лісостепу з червня по вересень стоїть тепла погода з середньодобовою температурою повітря $18-19^{\circ}\text{C}$ і сумою опадів 180-190 мм, насіння досягає в кошиках шостого і сьомого порядків. В прохолодні роки з частими дощами плодоношення закінчується в кошиках третього і четвертого порядків.

Таблиця 2

Середні розміри листків центральної розетки наприкінці вегетації при посіві *Silphium perfoliatum* весною, см (НБС, 1983 – 1985 рр.)

Номер листка	Дата обліку	Листяна пластина		Черешок		Приріст листяної пластини
		Довжина	ширина	довжина	діаметр	
1	25.04–2.05	3,6	2,1	5,9	0,2	–
2	7.05–13.05	4,9	2,8	6,9	0,3	1,3
3	18.05–24.05	5,8	3,4	7,7	0,3	0,9
4	5.06–11.06	8,5	6,1	10,1	0,3	2,7
5	18.06–24.06	14,6	7,9	13,2	0,4	6,1
6	1.07–8.07	16,4	9,1	18,3	0,4	1,8
7	15.07–22.07	20,2	10,0	20,4	0,5	3,8
8	30.07–8.08	22,1	11,3	25,2	0,5	1,8
9	17.08–23.08	21,1	11,0	25,0	0,5	1,1
10	5.09–15.09	20,2	10,1	21,2	0,4	–0,8
11	22.09–30.09	18,6	9,5	20,0	0,4	–1,6
12	5.10–10.10	15,0	6,7	18,0	0,4	–3,6
Середнє		13,9	7,2	15,3	0,4	

Насіннева продуктивність *S. perfoliatum* залежить від порядку розміщення кошиків на дихазії. Найбільшу масу повноцінного насіння одержано з кошиків першого-четвертого порядків. Із збільшенням порядку гілкування його кількість і якість погіршувались (табл. 3).

Таблиця 3

Якість насіння залежно від місця формування його на дихазії *S. perfoliatum* (1984 – 1986 рр.)

Порядок дихазію	Енергія проростання, %	Схожість, %	Маса 1000 насінин, г
I	94	98	25,0
II	90	96	22,0
III	80	88	18,5
IV	75	82	11,5
V	10	20	9,1
VI	I	18	8,0

Погодні умови не завжди сприяють роботі комах-запилювачів. Зниження температури під час формування насіння також впливає на його схожість та енергію проростання. У наших дослідях схожість насіння знижувалась в кошиках шостого порядку до 18 %, а енергія проростання до 1 %.

В інтродукційній популяції, що склалася за роки досліджень, нами виділено декілька форм рослин, які відрізняються за фенологічними та морфологічними ознаками. В умовах північного Лісостепу України рослини з білими жилками і зеленими стеблами закінчують цвітіння на 10-12 діб раніше, ніж рослини з рожевими жилками і антоціановим забарвленням стебла. Визрівання насіння у рослин з білими жилками триває до п'ятого-шостого порядків, тоді як з рожевими закінчується на третьому-четвертому.

Ранньостигла форма сильфії має найбільш високі показники насінневої продуктивності. Насіння визріває у 74,3 % кошиків, а у рослин з рожевими жилками - тільки 52,4 % (табл. 4).

Найбільш повноцінне насіння одержане з кошиків першого-третього порядків. У пізньостиглих форм спостерігається така ж закономірність. Його визрівання проходить у першій-другій декадах серпня при середній температурі повітря 17 – 17,6 °С. Кількість насіння на цих трьох порядках - майже 40 %. Насіння четвертого і наступних порядків формується в кінці серпня - на початку вересня, коли температура повітря становить 15-16 °С.

Таблиця 4

Стиглість насіння *S.perfoliatum* в кінці вегетації у ранніх та пізньостиглих форм, %

Порядок дихазію	Фази розвитку і стиглість насіння				
	повна	воскова	молочна	цвітіння	бутонізації
I	<u>100</u> 100	—	—	—	—
II	<u>100</u> 90,2	<u>0,0</u> 9,8	—	—	—
III	<u>95,1</u> 32,8	<u>4,9</u> 55,2	<u>0,0</u> 12,0	—	—
IV	<u>65,3</u> 17,3	<u>27,7</u> 22,5	<u>7,0</u> 38,8	<u>0,0</u> 12,1	<u>0,0</u> 9,3
V	<u>25,2</u> 0,0	<u>2,8</u> 0,0	<u>37,7</u> 0,0	<u>1,5</u> 0,0	<u>2,8</u> 0,0
VI	<u>2,4</u> 0,0	<u>2,8</u> 0,0	<u>12,6</u> 0,0	<u>13,5</u> 0,0	<u>68,8</u> 0,0
Всього на дихазії	<u>46,33</u> 27,1	<u>28,0</u> 25,3	<u>16,2</u> 21,7	<u>2,0</u> 13,9	<u>7,5</u> 12,0

Примітка: у чисельнику – ранньостигла форма, у знаменнику – пізньостигла.

Отже, рослини *S.perfoliatum* з насіння, висіяного під зиму, краще ростуть і розвиваються, мають довші черешки і крупніші листяні пластинки, ніж ті, що з насіння, висіяного рано навесні. Щорічне одержання фізіологічно зрілого насіння дає основу вважати успішною адаптацію її до нових екологічних умов вирощування.

ОБГРУНТУВАННЯ РОБОТИ СУШАРКИ ДЛЯ СУШІННЯ ПІВОВАРНОГО ЯЧМЕНЮ ТА ІНШИХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ІЗ ЗМІННИМ РЕЖИМОМ СУШІННЯ АГЕНТА ПРИ РІЗНИХ ТЕМПЕРАТУРАХ

**В.С. Бурдейний,
В.З. Докуніхін**

Державна агроєкологічна академія України, м. Житомир

У статті наведені результати дослідження впливу параметрів процесу сушіння пивоварного ячменю на його схожість і енергію проростання; встановлені раціональні режими сушіння ячменю. Обґрунтована конструкція сушарки.

Ячмінь – основна сировина для пивоварного виробництва. Для одержання пива солод готують тільки з ячменю. При виробництві суєла до ячмінного солоду подекуди додають рис та кукурудзу, але в незначних кількостях. Найчастіше в пивоварінні ячмінний солод використовують у чистому вигляді. Ячмінь надає пиву специфічного смаку та аромату, а плівки його пророслих зерен є гарним фільтруючим засобом.

Однак якість ячмінного солоду залежить від окремих якісних показників зерна. Останні значно залежать від технології післязбиральної обробки зерна та, в основному, від технології сушіння.

Враховуючи те, що за останній час різко зросла кількість невеликих (фермерських) господарств, виникла потреба у розробці невеликих сушарень, які знайдуть особливо широке застосування на Поліссі, в зоні, природно сприятливій для вирощування пивоварного ячменю.

Головними параметрами, які обумовлюють інтенсивність процесу та досягнення високої якості зерна, є температура агента сушіння t , максимальне нагрівання зерна Θ_2 та тривалість сушіння t ; вони визначають вибір режимів сушіння.

Для встановлення оптимальних режимів необхідно, щоб процес сушіння був максимально коротким, а пов'язані з ним затрати праці та коштів – мінімальними та щоб водночас покращувалась якість зерна – його біохімічні та технологічні властивості.

Параметри процесу сушіння можуть по-різному впливати на якість зерна в залежності від його термостабільності в цілому та окремих складових частин.

Органічні речовини, що знаходяться в зернах, по-різному реагують на нагрів та зневоднення. Як відомо, білки зерна являють собою гідрофільний колоїд. Здатність їх до набухання відіграє велику роль у проростанні насіння. Під впливом високої температури білки піддаються денатурації, тобто втраті ними в тому чи іншому ступені здатності набухати у воді. При цьому зменшується їх водопоглинаюча здатність та здатність до набухання. Швидкість та ступінь денатурації білків залежать від температури нагріву та його тривалості.

Денатурація водного розчину білка при інших рівних умовах проходить значно скоріше, ніж денатурація того ж білка, але висушеного. Негативний вплив високої температури нагріву на посівні та продовольчі якісні показники ячменю (пшениці) пов'язані з денатурацією білків.

Крохмаль у воді не розчиняється, в гарячій воді він набухає. При температурі нагріву до 60°C якість крохмалю (вуглеводів) помітно не змінюється, при подальшому підвищенні температури і особливо при високій вологості зерна можливі клейстеризація та частковий розпад крохмалю з утворенням декстринів. Це призводить до зниження схожості, зміни кольору та погіршення солодових якостей ячменю.

Для визначення впливу температури нагріву зерна на його якість при певній експозиції та впливу тривалості перебування зерна при постійній вологості у нагрітому стані було проведено дослід і отримані такі результати:

1. При вологості зерна $W = 12\%$ та експозиції сушіння $t = 60$ хвилин.

Температура нагріву зерна, град.	20	50	55	60	65	70	75	80
Енергія проростання, %	92	91	90	92	82	50	0	0
Схожість	96	97	98	95	91	85	60	0

2. При вологості зерна $= 30\%$ та експозиції сушіння $t = 60$ хвилин.

Температура нагріву зерна, град.	20	40	43	45	48	50	56	60
Енергія проростання, %	98	98	100	98	41	18	0	0
Схожість	98	99	100	99	88	90	72	0

3. При вологості зерна $W = 12\%$ та температурі нагріву $t = 65^{\circ}$.

Експозиція сушіння, хв.	10	30	60	90	120
Енергія проростання, %	97	77	43	27	12
Схожість	98	97	94	90	93

4. При вологості зерна $= 30\%$ та температурі нагріву $t = 48^{\circ}$.

Експозиція сушіння, хв.	0	30	60	90	120
Енергія проростання, %	98	77	43	27	12
Схожість	98	97	94	90	90

Дані дослідів свідчать про те, що діє закон впливу температури на швидкість хімічних процесів. Вплив цього закону можна пояснити, якщо припустити, що втрата схожості зерна та енергія проростання під час нагріву є результатом безповоротної дії реакції – коагулювання білків та клейстеризації крохмалю під впливом високої температури ці процеси починаються тільки при досягненні зерниною певної визначеної температури.

Враховуючи ці явища, С.Д. Птицин (ВІМ) обґрунтував емпіричну формулу для визначення допустимої температури нагріву зерна:

$$t_3 = \frac{2380}{0,37 \cdot (100 - W) + W} + 20 - 40,$$

де W – вологість зерна, %;

t_3 – тривалість сушіння, хв.

Допустимі температури нагріву ячменю

Експозиція сушіння, хв	Вологість, %						
	5	10	15	20	25	30	35
5	71,5	67,6	63,6	60,4	67,6	55,2	52,8
10	68,5	64,4	60,6	57,4	54,6	52,2	49,8
15	66,7	62,6	58,8	55,6	52,8	52,4	48,0
30	63,6	59,6	55,8	52,6	49,8	47,4	45,0
45	62,0	57,9	54,1	50,9	48,1	45,7	43,3
60	60,7	57,6	52,8	49,6	46,8	44,4	42,0
90	59,0	54,9	51,1	47,9	45,1	42,7	40,3
120	55,5	51,4	47,6	44,4	41,6	39,2	36,8

Механізм процесу сушіння зерна різних культур досить складний та відзначається кінетикою і динамікою сушіння окремих зерен і маси в цілому.

Інтенсивність сушіння зерен обмежується найчастіше вологопровідністю, і процес протікає в періоді швидкості, що зменшується. На інтенсивність сушіння зерна великий вплив має зовнішній вологообмін, пов'язаний з відводом водяних парів з міжзернового простору. Під час конвективного сушіння зерна, товщина рухомого щільного шару звичайно приймається у межах 100-200 мм. Така висота визначає вибір помірному режиму роботи сушарки (t_1 -до 120-150° і $\dot{m}=50^\circ$). Маючи на увазі також допустимі температури нагріву ячменю (пшениці), найбільш економічно ефективною є сушарка із змінним режимом сушіння та безперервним процесом, тобто сушарка з багатостадійним процесом сушіння.

Виходячи з цього, нами пропонується колонкова сушарка, в якій сушильна та охолоджувана камери являють собою декілька вертикальних або нахилених колонок, що утворені листами з перфорованого матеріалу (металу). Ширина колонок не перевищує 100 мм, а висота визначається в залежності від експозиції сушіння на кожному його етапі та продуктивності сушарки, її конструктивного рішення.

Конструкція системи газорозподілу залежить від кількості колонок. Сушарки промислового виготовлення будуть складатися з кількох секцій, що забезпечить точність їх складання, тим більше, їх можна встановлювати без фундаменту.

Для відпрацювання технології сушіння та обґрунтування конструктивних параметрів нами опрацьований ескізний проект та виготовлений експериментальний зразок лабораторної колонкової сушарки (Рис. 1) (одна колонка). Проведеними попередніми дослідженнями встановлено 6 етапів сушіння, а саме:

- 1-й етап – 55,8...58,8°C,
- 2-й етап – 52,6...56,6°C
- 3-й етап – 49,8...55,4°C,
- 4-й етап – 39,8...48,6°C,
- 5-й етап – 32,1...37,1°C,
- 6-й етап – 29,1...35,1°C.

У залежності від вихідної вологості зерна тривалість експозиції на кожному етапі – 15 - 20 хвилин.

Швидкість повітряного потоку продування зернового шару - 0,4...0,6 м/с.

Загальне падіння натиску повітряного потоку становить 110...120 мм водного стовпа.

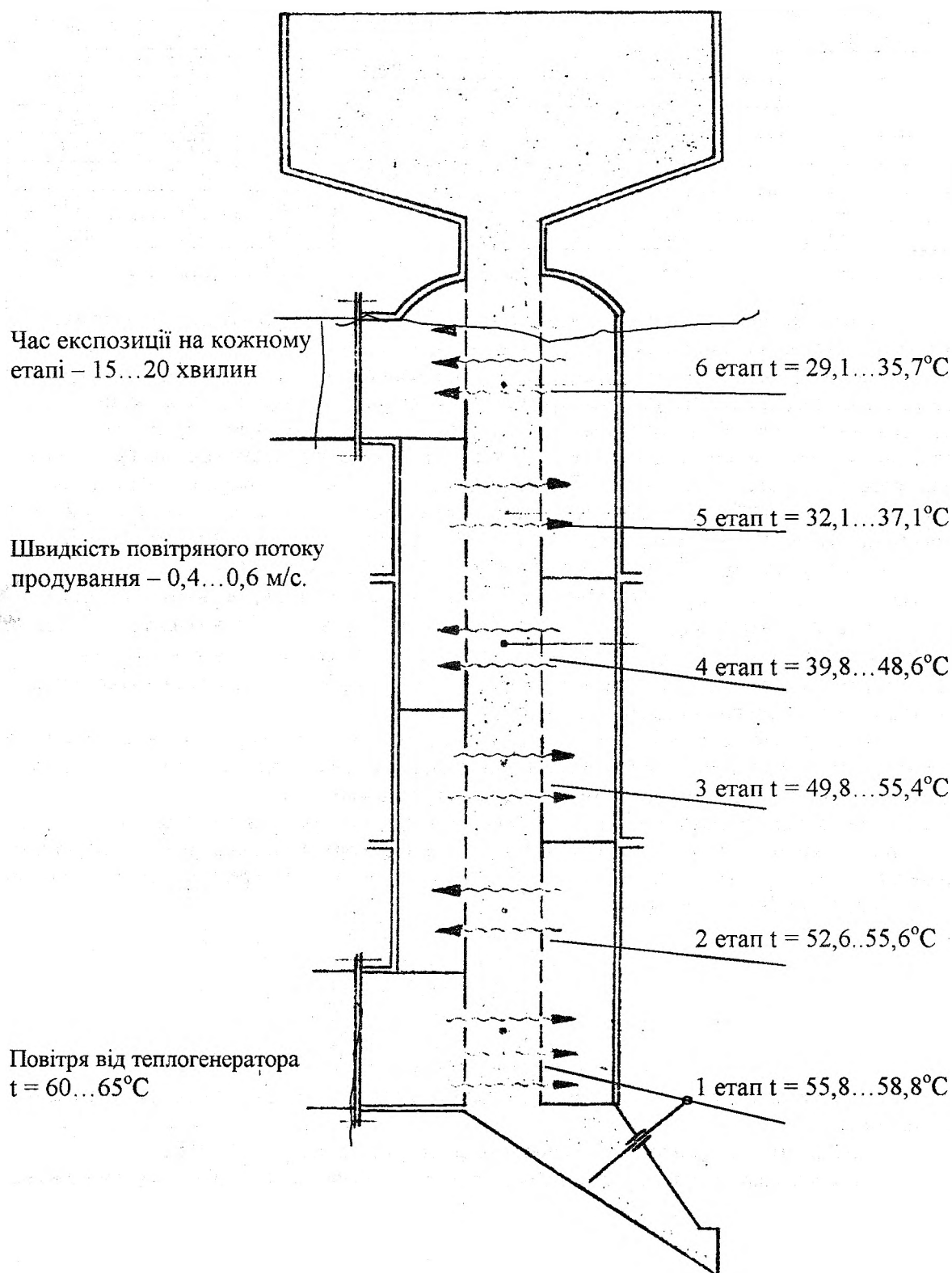


Рис. 1. Схема багатоциклічної колонкової зерносушарки безперервної дії

Обґрунтований, розроблений та виготовлений експериментальний зразок нової зернової сушарки, що дасть можливість провести широкі дослідження з метою обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів і розробки вихідних

Вісник
ДААУ

Проблеми аграрної, лісової та інженерної
радіоекології і питання моніторингу

№ 1
2001

вимог та конструкторської документації на виготовлення промислового зразка зерносушарки.

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИКИ РОЗРАХУНКУ ТРАНСПОРТНИХ ВИТРАТ ПРИ ТЕХНІЧНОМУ ОБСЛУГОВУВАННІ АВТОМОБІЛІВ

В.З. Докуніхін
В.М. Савченко

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

У статті розглянуто вплив транспортних витрат на організацію технічного обслуговування автомобілів у сільському господарстві.

Зроблений аналіз існуючої методики розрахунку витрат на транспортування автомобілів з господарств на районну станцію технічного обслуговування..

Наведена методика визначення транспортних витрат з урахуванням характеру відмови автомобіля, втрат пов'язаних з відволіканням автомобіля від транспортного процесу і шкоди, яка завдається навколишньому середовищу при транспортуванні несправних автомобілів на обслуговування і ремонт.

Відомо, що однією з основних причин необхідності виконання децентралізованого обсягу технічного обслуговування і поточного ремонту автомобілів у сільському господарстві є розпорошеність автопарків сільськогосподарських підприємств на великій території і їх віддаленість від підприємств централізованого обслуговування. У зв'язку із зростанням вартості паливно-мастильних матеріалів величина витрат на транспортування автомобілів на станцію технічного обслуговування автомобілів (СТОА) для проведення ТО і ПР може суттєво впливати на раціональний розподіл об'ємів цих робіт між підприємствами ремонтно-обслуговуючої бази першого і другого рівнів.

При значних радіусах обслуговування ці транспортні витрати можуть бути порівняльними, а в деяких випадках навіть перевищувати преїскурантну вартість виконання певного виду ТО або поточного ремонту на СТОА.

Слід відмітити також, що при транспортуванні несправних автомобілів на станцію технічного обслуговування збільшується кількість шкідливих речовин, які забруднюють навколишнє середовище. Підвищується вірогідність виникнення дорожньо-транспортної пригоди.

В той же час транспортні витрати для доставки автомобілів на СТОА досліджені ще недостатньо.

У роботах з обґрунтування раціонального розподілу ТО і ПР автомобілів транспортні витрати розраховуються за формулою:

$$C_m = 2c(1-\alpha)r, \quad (1)$$

де:

c - вартість 1 км пробігу порожнього автомобіля, грн/км;

α - коефіцієнт, який враховує зниження транспортних витрат за рахунок перевезення супутніх вантажів;

r - радіус переїзду, км.

Формула (1) не враховує витрат на доставку автомобілів на СТОА методом буксування, який все ширше застосовується у вітчизняній та закордонній практиці централізованого обслуговування. Необхідність застосування цього методу для доставки автомобілів на СТОА зумовлена постійним зростанням вимог "Правил дорожнього руху" до

технічного стану транспортних засобів у зв'язку з ускладненням режимів руху автомобільного транспорту.

Якщо у "Правилах дорожнього руху" 50-х років кількість несправностей, з якими заборонявся рух автомобілів, складала 12, то у Правилах 1964р. – 35, в Правилах редакції 1972р. – 45, 1980р. – 48, у Правилах, затверджених в 1994р., – 68.

Разом з цим підвищуються вимоги до нормативних величин, які визначають ефективність функціонування систем, механізмів і приладів автомобілів, що впливають на безпеку дорожнього руху.

Так, згідно з Правилами дорожнього руху, затвердженими Кабінетом Міністрів України в 1994р., нормативні величини гальмівного шляху для транспортних засобів, виробництво яких було розпочато після 1 січня 1981р., значно скоротилися

- | | |
|---|---------|
| - для легкових автомобілів - | на 19%, |
| - для автобусів з дозволеною максимальною масою до 5 т. включно - | на 38%, |
| - для вантажних автомобілів з дозволеною максимальною масою до 3,5 т. включно - | на 26%, |
| - для вантажних автомобілів з дозволеною максимальною масою від 3,5 т. до 12 т. включно - | на 6%, |
| - для автопоїздів тягачами яких є вантажні автомобілі, максимальною масою від 3,5 т. до 12 т. включно - | на 18%. |

Наведений вище аналіз дозволяє зробити висновок про те, що процес транспортування несправних автомобілів на СТОА ускладнюється, а вартість транспортування збільшується.

Ігнорування можливості транспортування нетранспортабельного автомобіля на СТОА буксируванням може призвести до прийняття недостатньо обґрунтованих рішень про децентралізоване виконання робіт щодо усунення відмов, з якими автомобілі не можуть пересуватись своїм ходом на СТОА.

Потребує конкретизації величина коефіцієнта супутніх заїздів, значення якого приймається у розрахунках щодо розподілу робіт ТО ПР автомобілів від 0,05 до 0,6. Існуючий метод розрахунку коефіцієнта супутніх заїздів передбачає одномарочність автомобілів парку. Фактично внаслідок різномарочності парку супутній вантаж може не відповідати марці автомобіля, в ремонті якого виникла необхідність, що суттєво впливає на можливість супутнього завантаження автомобіля, який прямує на СТОА.

Залежність (1) також не відображає втрат, які несе господарство у зв'язку з відволіканням автомобіля від виконання транспортних робіт під час його доставки з господарства на СТОА і назад, і шкоду, яка наноситься навколишньому середовищу при транспортуванні автомобіля на обслуговування.

Спосіб доставки автомобіля на СТОА при умові мінімізації транспортних витрат визначається характером відмови автомобіля. За способом його транспортування відмови можна поділити на дві групи:

1. Відмова, при якій автомобіль доставляється на СТОА своїм ходом.
2. Відмови, при яких автомобіль не може рухатися самостійно (автомобіль нетранспортабельний, при подачі автомобіля на СТОА своїм ходом не забезпечується безпека руху, переміщення своїм ходом недоцільне, бо воно призводить до повного руйнування вузла, що відмовив, або інших вузлів, пов'язаних з тим, якщо відмовив).

Середні транспортні витрати C_T , і шкода довікллю, які припадаютьходяться на один заїзд автомобіля на СТОА, незалежно від характеру відмови визначаються за формулою:

$$C_T = C_{TC} K_c + C_{TB} K_B + H, \quad (2)$$

де

C_{TC} і C_{TB} - витрати для доставки автомобіля на СТОА своїм ходом і буксируванням, грн;

K_C і K_B - питома вага усунених на СТОА відмов, які допускають пересування автомобіля своїм ходом і буксирування;

H - шкода, яка завдається довіллю при русі несправного автомобіля на СТОА, грн.

Розглянемо транспортні витрати в залежності від способу доставки автомобіля на СТОА.

При доставці автомобіля на СТОА своїм ходом транспортні витрати C_{TC} включають вартість C_1 ; переміщення автомобіля на СТОА і назад з урахуванням можливості супутнього заїзду; втрати Π_1 , пов'язані з відволіканням автомобіля від виконання транспортної роботи за час переміщення, і вартість C_g допоміжного пробігу, обумовленого відхиленнями від маршруту для заїздів на СТОА.

$$C_{TC} = C_1 + \Pi_1 + C_g \quad (3)$$

$$C_1 = 2r(1-\alpha)c, \quad (4)$$

де

r - відстань від господарства до СТОА, км;

α - коефіцієнт супутніх заїздів;

c - вартість одного км пробігу автомобіля, грн/км.

$$\Pi_1 = \frac{2r}{V}u(1-\alpha), \quad (5)$$

де

V - швидкість автомобіля, км/год

u - питомі втрати, пов'язані з відволіканням автомобіля від виконання робіт, грн/год.

$$C_g = 2r_g c$$

r_g - додатковий пробіг автомобіля у зв'язку з відхиленням від маршруту для заїзду на СТОА, км.

Підставивши значення величин C_1 , Π_1 і C_g у вираз (3) та виконавши перетворення, одержимо:

$$C_{TC} = 2r(1-\alpha)\left(C + \frac{u}{V}\right) + 2r_g c \quad (6)$$

Транспортні витрати C_{TB} для доставки автомобіля на СТОА буксируванням складаються з витрат C_B на буксируючий автомобіль і витрат C_o на автомобіль, що відмовив:

$$C_B = 2rC_B + C_o, \quad (7)$$

де

C_B - вартість одного км пробігу автомобіля-буксирувальника, грн/км.

$$C_o = (1-\alpha)r\left(C' + \frac{u}{V}\right) + r\left(C + \frac{u}{V}\right) = r(1-\alpha)\left(C + C' + \frac{2u}{V}\right), \quad (8)$$

де

C' - собівартість одного км пробігу буксированого автомобіля, грн/км.

При розрахунку вартості C' одного км пробігу вищевказаного автомобіля виключаються витрати на паливо з витрат на експлуатацію. Приймавши $C' = 0.8C$, $C_B = C$ і підставивши значення величин C_B і C_o у вираз (7), маємо:

$$C_o = 2rC + r(1-\alpha)\left(1.8C + \frac{2u}{V}\right) \quad (9)$$

Шкода H , яка наноситься навколишньому природному середовищу при транспортуванні несправного автомобіля на СТОА, визначається за формулою:

$$H = \sum_1^n M_i Y_i r, \quad (10)$$

де

M_i – питома маса шкідливих речовин i -того виду, кг/ км;

Y_i – шкода, яка наноситься довкіллю в результаті викидів шкідливої речовини i -того виду, грн;

n – кількість видів шкідливих речовин.

РЕГУЛЮВАННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ АГРОЦЕНОЗІВ ХІМІЧНОЮ МЕЛІОРАЦІЄЮ ЧОРНОЗЕМНО-ЛУЧНИХ ҐРУНТІВ

М.М. Єрмолаєв

Україна, Інститут землеробства УААН

Розглянуті результати тривалого застосування різних меліоративних засобів для підвищення продуктивності різносолонцюватих чорноземно-лучних ґрунтів

Внаслідок багаторічних досліджень позитивних чинників впливу на чорноземно-лучні ґрунти нами встановлено оптимізацію багатьох ґрунтових процесів, у тому числі гумусоутворення, за рахунок усунення деструкції і низхідної міграції органо-мінеральних комплексів, що привело до збільшення, в першу чергу, вмісту гумусу, а також рухомих сполук поживних елементів - азоту, фосфору і калію, підвищення родючості вказаних ґрунтів у цілому.

Відомо, що продуктивність рослин ґрунтується на взаємодії основних фізіолого-біохімічних процесів у ґрунті і рослинах. Завдяки родючості ґрунт є універсальним накопичувачем і перетворювачем органічної речовини, середовищем і рушієм найголовніших процесів у біогеохімічних циклах. Як результат, чергу рослина, розвиваючись на ґрунтовому субстраті, використовує всі органічні і мінеральні інгредієнти ґрунтових часток, засвоюючи ту чи іншу кількість поживних елементів. У підсумку рослинами виробляється необхідна біологічна продукція у вигляді продовольства і сировини.

Аграрне виробництво базується на важливих біологічних властивостях ґрунту, зокрема на його відновлювальній функції, яка є результатом дії надскладного комплексу біохімічних і біофізичних механізмів функціонування будь-якого ґрунту. Виходячи з цього, він розглядається як основний функціональний компонент біосфери і вимагає оцінки і врахування всіх чинників функціонування, передусім визначення виносу елементів живлення рослин і у зв'язку з цим мінімально-оптимальних доз внесення удобрювальних і меліоративних засобів. Реальне значення потоку енергії цих та інших антропогенних чинників оцінюється зараз не стільки з кількісного боку, як за якісним вкладом, і розглядається як важливий засіб управління і розподілу енергії в агробіоценозах.

В основу наукового прогнозування результатів позитивного антропогенного впливу на чорноземно-лучні солонцюваті ґрунти нами покладено об'єктивне теоретичне положення про те, що кожному з досліджуваних чинників впливу мають бути притаманні певні функціональні можливості і, безперечно, позитивні кінцеві результати. Зрозуміло, що останні реалізуються в хімічних, фізико-хімічних, біохімічних та інших процесах в об'єктах дослідження. Отже, вказані чинники, перш за все, покликані сприяти формуванню й оптимізації відповідних властивостей ґрунтів, які б задовольняли потреби рослин у життєво необхідних елементах родючості, і виникненню об'єктивних передумов для створення приросту врожаїв.

Зниження продуктивності солонцевих ґрунтів у цілому, як відомо, зумовлено пригніченням рослин внаслідок негативних хімічних, фізико-хімічних і фізичних властивостей ґрунтів, їх високої щільності, підвищеного кіркоутворення, низької рухомості ґрунтової вологи тощо. Проте безперечно, що причини пригнічення різних рослин на ґрунтах різної солонцюватості значно різноманітніші. Цій складній проблемі присвячена велика кількість

результатів досліджень та висновків з них. З їх узагальнення витікає, що основними причинами пригнічення рослин на солонцях є «фізіологічна» і «фізична» форми солонцюватості, які відповідно супроводжуються високою концентрацією ґрунтового розчину, підвищеними лужністю і вмістом обмінних натрію та магнію, токсичною дією останніх (за умови їх переходу з обмінного стану в ґрунтовий розчин), нестачею рухомих форм елементів живлення та кальцію, негативними водно-фізичними і фізичними властивостями.

Нижче наведені узагальнені дані врожайності культур у 5-пільних кормових сівозмінах (кормові буряки, овес, люцерна, люцерна на зелений корм, озима пшениця на зерно) польових дослідів 1-4, проведених у господарстві "Любарці" Бориспільського району Київської області. Вони характеризують пряму дію та післядію всього комплексу чинників впливу на різносолонцюваті і різнозасолені чорноземно-лучні ґрунти протягом тривалого періоду польових досліджень (1977-1999рр.). З огляду на агровиробничу перспективу кожного з названих способів окультурення щодо зміни рівнів урожайності культур за контроль у цих дослідях - 1977(1), 1987(2) і 1992(3) років закладання - були прийняті варіанти без добрив і меліорантів (абсолютний обробіток) та «гній, 40 т/га + $N_{200}P_{100}$ », як фоновий у досліді 4 (1985р.), а також умовно цілинні (перелогові) ділянки в межах дослідів 1 і 2 із штучно створеним трав'яним агроценозом.

Метод хімічної меліорації солонців та солонцюватих ґрунтів фосфогіпсом, як відомо, базується на нейтралізації лужності і надлишку натрію, штучному насиченні ґрунтового вбирного комплексу обмінним кальцієм. Разом з тим, свого часу ще К.К.Гедройцем було теоретично обґрунтовано можливість практичної реалізації методу кислування лужних ґрунтів содового типу засолення сірчаною кислотою різної концентрації.

В основу її застосування, як джерела водневих іонів, покладено вихідний теоретичний засновок щодо можливості нейтралізації лужності й обмінних форм натрію завдяки активізації кислотою меліоративних функцій ґрунтових сполук кальцію. Це є наслідком розчинення первісно малорухомих сполук Ca^{2+} і новоутворення гіпсу, який вступає у взаємодію з вбирним комплексом. Максимальний ефект проявляється в близькій (через 1-2 роки) післядії, що сприяє скороченню терміну окупності витрат порівняно з гіпсуванням.

У процесі наших досліджень порівнювалась агробіологічна ефективність дії фосфогіпсу і концентрованої (85%-вої) сірчаної кислоти в умовах вищезгаданого чорноземно-лучного поверхнево-солонцюватого ґрунту і сульфатно-содового солонцю. Дози меліорантів розраховано за обмінним натрієм для шару 0-20 см. У підсумку повна доза фосфогіпсу становить 10 т/га, сірчаної кислоти - 6 т/га.

Встановлено, що під впливом добрив і меліорантів помітно зростає врожайність усіх культур сівозміни незалежно від ступеня солонцюватості ґрунту, який визначає його генетичний вид - тут чорноземно-лучний слабосолонцюватий ґрунт (до 10% обмінного Na^+) і солонець сульфатно-содовий (~30% натрію) (табл. 1).

Таблиця 1

Порівняльна ефективність кислоти і різних доз фосфогіпсу залежно від ступеня прояву солонцевих ознак у ґрунтах, урожайність культур - у ц к.о./га, 1985-1999рр.

Ґрунт	Варіант				
	Фон ¹⁾	Ф+0.5 Гф	Ф+1.0 Гф	Ф+1.5 Гф	Ф+1.0 H_2SO_4
Чорноземно-лучний солонцюватий	57.3	58.9	62.4	60.9	59.2
Солонець сульфатно-содовий	56.3	70.0	71.2	67.6	68.9
$НР_{05}^1$	2.5-3.8				
$НР_{05}^2$	2.9-4.1				

1) Гній + NP

З порівняння абсолютної (на неудобреному фоні) дії і післядії меліорантів у досліді 1 (табл. 2) і на фоні « $N_{200}P_{100}$ + гній, 40 т/га» у досліді 4 (див. табл. 1 – «Солонець сульфатно-содовий») видно, що вищими приростами врожаю культур відзначаються варіанти з фосфогіпсом. Зокрема, на поверхнево-солонцюватому чорноземно-лучному ґрунті завдяки

належному рівню оптимізації його властивостей від гіпсування отриманий приріст врожаю зеленої маси люцерни і зерна озимої пшениці, у 2.3-2.9 раза вищий (у третьому - п'ятому роках післядії), ніж на аналогічних за фоном варіантах з кислотою. Подібна тенденція у формуванні продуктивності сівозміни притаманна і сульфатно-содовому солонцю. Очевидно, що концентрована сірчана кислота в цьому разі поступається фосфогіпсу за впливом на врожай у зв'язку з різкою зміною параметрів лужності (надмірним підкисленням) й іонно-сольового режиму ґрунтового розчину в цілому, а також пригніченням діяльності мікробіоти внаслідок посиленого утворення вторинних солей, серед яких найбільш токсичним для неї є сірчаноокислий натрій. Ця обставина вказує на необхідність його якомога швидшого видалення за межі кореневмісного шару шляхом створення промивного водного режиму. Можна зробити висновок, що застосування висококонцентрованих кислотних меліорантів в умовах содового засолення солонцевих ґрунтів можливе лише в комплексі з їх штучним зрошенням.

Таблиця 2

Роль складових меліоративного впливу на чорноземно-лучний ґрунт у створенні продуктивності кормової сівозміни, дослід 1, 1978-1987рр.

Варіанти	Продуктивність, ц к.о./га	± (у %) за рахунок				
		NP і гною (Гф)	NP і гною	NP, гною (H ₂ SO ₄)	Гф	H ₂ SO ₄
Середні з: «фосфогіпс (Гф), 10 т/га + N ₂₀₀ P ₁₀₀ » та «Гф + гній, 40 т/га»	61.4	43.1	25.6		5.5	
N ₂₀₀ P ₁₀₀ і гною, 40 т/га	58.2		35.7			
«H ₂ SO ₄ , 6 т/га + N ₂₀₀ P ₁₀₀ » та «H ₂ SO ₄ + гній, 40 т/га»	56.3		20.0	31.2		3.4
Гф, 10 т.га	50.4				17.5	
H ₂ SO ₄ , 6 т.га	47.7					11.2
Без добрив і меліорантів	42.9					

Проте в процесі моделювання хімічної меліорації солонцю сульфатно-содового концентрованого сірчаною кислотою в умовах зрошення отримані дані, які засвідчили різке збагачення промивних вод і ґрунтового вбирного комплексу магнієм. Є доказом того, що застосування хімічних меліорантів кислотної природи у поєднанні із зрошенням призводить до посилення гідролізу ГВК і розвитку елювіальних процесів. Внаслідок цього спостерігається накопичення катіону Mg²⁺ і збереження ознак солонцюватості ґрунту.

Таким чином, за величиною приросту врожаїв кормових культур система удобрення і хімічна меліорація чорноземно-лучних ґрунтів фосфогіпсом є цілковито пріоритетними серед досліджених чинників агротехнологічного впливу.

УДК 631.82/85:669.018.674

ВПЛИВ СПОСОБІВ ОБРОБІТКУ ПІД ЯРИЙ РІПАК НА АГРОФІЗИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО СУПІЩАНОГО ҐРУНТУ

Є.М. Данкевич,
Л.І. Ворона

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Наведено результати досліджень по впливу різних способів обробітку на агрофізичні властивості дерново-підзолистого супіщаного ґрунту при вирощуванні ярого ріпака.

У завдання обробітку ґрунту входить: оптимізація фізичного стану орного шару, необхідного для формування сприятливих для рослин водного, повітряного, теплового та поживного режимів; збереження та підвищення родючості, запобігання негативним явищем антропогенної діяльності та їх усунення, створення умов для ефективного використання засобів хімізації.

За агрегатним складом дерново-підзолисті ґрунти належать до безструктурних, а тому основним засобом оптимізації їх фізичного стану є механічний обробіток. Первинним і визначальним фактором властивостей таких ґрунтів є щільність будови, оскільки зміна її показників впливає на водно-повітряний і поживний режим, ріст та розвиток кореневої системи і, як наслідок, всієї рослини.

У зоні Полісся, як правило, під ярі культури рекомендується проводити зяблевий обробіток ґрунту, який включає лущення після збирання попередника з послідуною оранкою на глибину гумусового горизонту. Проте в більшості випадків така система обробітку дерново-підзолистих ґрунтів не забезпечує оптимальної будови орного шару навіть весною перед сівбою. У зв'язку з цим, на думку А.М. Малієнка, зяблевий обробіток таких ґрунтів, з агрофізичної точки зору, виступає як марна трата часу і енергії. Виходячи з цього, автор рекомендує на зяб проводити мілкий обробіток ґрунту безполицевими знаряддями.

Тому через дослідження потрібно було виявити варіанти обробітку, які б забезпечували оптимальні агрофізичні умови дерново-підзолистого супіщаного ґрунту для вирощування ярого ріпака при різних дозах удобрення.

Польові досліді проводились за схемою :

1. Без добрив-контроль
2. N 60 P60 K60
3. N 90 P60 K60
4. N120 P60 K60
5. N120 P90 K90
6. N120 P90 K90 + вапно 1 норма по Гк.
7. N30 P90 K90 + супердобриво 250 кг/га

Усі варіанти удобрення вивчали на фоні звичайної оранки на глибину 18-20 см та на фоні дискування на глибину 8-10см. Обробіток ґрунту здійснювали плугом ПЛН -3 -35 та дисковою бороною БДН -3.

Мінеральні добрива вносили за схемою дослід у вигляді аміачної селітри (N-34%), гранульованого суперфосфату (P₂O₅ -19,5%), калімагnezії (K₂O -28%). Супердобриво виробництва Житомирського ВАТ вносили весною під культивуацію. Згідно з технічними умовами, супердобриво характеризується наступними показниками : вміст органічної речовини -50-60 %, води - 25-35 %, азоту - 1,5- 2,5 %, фосфору - 1,4-1,7 %, калію -1,2- 1,5 %.

Інтегральним показником оптимального сприятливого фізичного стану ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур є щільність його будови.

Дослідженнями встановлено, що щільність ґрунту істотно впливає на хід хімічних і біологічних процесів, створює певні умови для росту і розвитку рослин. Сумарна негативна дія

ущільнення ґрунту тракторами та іншою мобільною технікою призводить до зниження врожаю польових культур на 7-10 %, а в особливо несприятливих умовах на 50-70%.

Основним засобом регулювання фізичного стану дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів, які в силу гранулометричного складу не формують структуру, є механічний обробіток. Нашими дослідженнями встановлено, що за рахунок механічного обробітку можна істотно змінити будову орного шару. Так, при майже однаковій вихідній щільності і твердості ґрунту після збирання попередника, за рахунок оранки щільність в шарі 0 – 10 см зменшилась на 0,25 – 0,29 г/см³, а в шарі 10-20 см – на 0,17 – 0,28 г/см³.

При обробітку ґрунту дисковими знаряддями на глибину 8 – 10 см істотних змін зазнає верхній 0 – 10 см шар і майже без змін залишається щільність 10- 20 см шару. Значно більший вплив і тривалу дію механічний обробіток має на твердість ґрунту. За нашими спостереженнями, вона змінюється в широкому інтервалі - від 1,4 до 40 кг/см². При ущільненні ґрунту закономірно підвищується його твердість.

За осінньо-зимовий період, незалежно від способу і глибини зяблевого обробітку, ґрунт ущільнюється майже до вихідних показників (до обробітку ґрунту). За цей період об'ємна маса в шарі ґрунту 0 – 10 см по оранці збільшилась на 0,21 г/см³, по дискування – на 0,15 г/см³ (табл.1).

Таблиця 1

Вплив способів обробітку на щільність ґрунту, г/см³

Варіанти обробітку	Шар ґрунту, см	Після збирання попередника	Після обробітку восени	До обробітку весною	Сходи	Фаза розетки	Цвітіння	Повна стиглість	В середньому за вегетацію
Оранка на глибину 18-20 см	0-10	1,45	1,16	1,38	1,40	1,39	1,37	1,35	1,38
	10-20	1,45	1,17	1,41	1,49	1,47	1,46	1,44	1,47
	20-30	1,64	1,64	1,56	1,57	1,57	1,57	1,56	1,57
Обробіток дисковими знаряддями на глибину 8-10см	0-10	1,39	1,14	1,29	1,35	1,33	1,33	1,31	1,34
	10-20	1,47	1,44	1,43	1,47	1,45	1,42	1,41	1,44
	20-30	1,66	1,67	1,63	1,64	1,63	1,64	1,62	1,63

Спостереження показали, що впродовж вегетації ярого ріпака за безполіцевого обробітку дисковими знаряддями створюються більш сприятливі фізичні властивості орного шару порівняно з оранкою, що дає підстави для заміни традиційної оранки менш трудомістким поверхневим обробітком дисковими знаряддями на глибину 8 – 10 см. Це, на нашу думку, пояснюється концентрацією поживних решток у верхній частині орного шару при обробітку дисковими знаряддями, що підтверджується результатами досліджень ряду авторів.

Таким чином, дія осіннього механічного обробітку на фізичний стан дерново-підзолистого супіщаного ґрунту триває впродовж короткого періоду, що зумовлює проведення додаткового розпушування весною перед сівбою.

Встановлено, що основними показниками, які характеризують водно-повітряний режим різних типів ґрунтів, є водопроникність і вологоємність, від яких залежить водний режим ґрунту.

Позитивний вплив оранки на накопичення продуктивної вологи в ґрунті за осінньо-зимовий період спостерігався в дослідях ряду авторів. Проте це явище здебільшого стосується чорноземних ґрунтів, а на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах з високою водопроникністю прийоми обробітку практично не впливають на вміст продуктивної вологи в метровому шарі.

Визначення вмісту продуктивної вологи в метровому шарі залежно від способів обробітку ґрунту показало, що її запаси у більшості випадків мали близькі значення. Незначне підвищення запасів вологи в метровому шарі за безполіцевого обробітку дисковими знаряддями пояснюється меншими втратами вологи на випаровування з поверхні ґрунту, збагаченої органічними рештками (таблиця 2).

Таблиця 2

Вплив способів обробітку та удобрення ріпака на вміст продуктивної
вологи в ґрунті, мм.

Варіанти досліду	Оранка на 18-20 см			Дискування на 8 – 10 см		
	Шар ґрунту, см					
	0-20	0-50	0-100	0-20	0-50	0-100
Без добрив	7,6	36,8	93,3	5,8	26,6	94,3
N120 P60 K60	6,8	21,4	94,8	8,5	33,2	105,7
N120 P90 K90	7,0	29,0	95,2	14,8	48,2	122,9
N120P90K90 +вапно	11,5	35,1	114,5	12,9	29,9	107,0
N30 P90 K90 + Cq 250 кг/га	10,9	33,5	106,4	15,8	53,0	122,3

ВИМОГИ ТЕХНОЕКОЛОГІЇ ДО КОНСТРУКЦІЙ ДЛЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА

А.О. Железна

Л.В. Лось

Україна, Інженерно-технологічний інститут, м. Житомир
Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Створення досконалих виробів для проведення сільськогосподарських робіт є запорукою раціонального і бережливого використання земельних ресурсів. Автори представили алгоритм відпрацювання на технологічність сільгосптехніки (картоплекопачів навісних) для підзолистих ґрунтів піщаного гранскладу Житомирської області. Дано обґрунтування використанню алгебраїчного підходу для оптимізування процесу створення конструкцій.

Сучасний рівень порушень екологічних умов і рівноваги на Землі є критичним. Протягом всієї історії людства вплив людини на природу розвивався як складний лінійний процес і зараз досяг такої напруги, що можна підтверджувати початок нової історичної фази у взаємодії людини та довкілля. Людина розширила сферу і силу впливу на природу, спрямувала свою діяльність на ті ділянки природного середовища, які раніше були їй недоступні, урізноманітнила форми та види впливу. Прослідковується загальна картина порушень екологічної ситуації в результаті людської діяльності у планетарному масштабі.

У даний час рішення глобальної екологічної проблеми, захист людства від стихії і техногенних катастроф є загальносвітовим завданням.

Літосфера (тверда оболонка Землі), особливо її верхня частина, стала за останні десятиліття об'єктом найбільш дошкульних антропогенних навантажень, що є результатом різноманітного активного втручання людини в область земних надр.

Втрати ґрунтових ресурсів для сільськогосподарського виробництва в Житомирській області складають 1281 тис.га, майже стільки ж, скільки орних земель в області - 1517 тис.га. 3 не використаних для оранки ресурсів 1065 тис.га - перезволожені землі, 218,1 тис.га - землі, що не засівались у 2000 році, в тому числі і землі Чорнобильської зони.

Найбільш значним джерелом втрат є різноманітні форми ґрунтової деградації, пов'язаної переважно з антропогенними чинниками (на Житомирщині - перезволоження). Це – марнотратна система перелогового землеробства, при якій землі, що випали із

сільськогосподарського обороту, як правило, не повертаються в силу повної втрати відбудовних властивостей або внаслідок інших форм нераціонального використання.

Житомирська область у тій частині території, де переважають піщано-підзолисті ґрунти (694,3 тис.га) із слабким гумусом ($\leq 1\%$), потребує режимів, що мінімізують вплив на літосферу при проведенні сільськогосподарських робіт. Крім того, у фермерських господарствах з обмеженою площею землі, розташованою окремими орними ділянками по 0,5-3 га в одному полі, раціональним землекористуванням буде обробіток землі полеглишими сільськогосподарськими машинами. Великі затрати на створення досконалих машин виносять питання про важливість економічно вигідного і екологічно допустимого використання народногосподарських ресурсів.

Одним з ефективних напрямів вирішення цієї проблеми є відпрацювання конструкцій виробу на технологічність. Основні конструкторсько-технологічні рішення закладаються в нові вироби на ранніх стадіях підготовки виробництва, як правило, на підставі порівняння і вибору найбільш раціональних із ряду можливих варіантів. При розробці нових виробів деякі конструктивні недоліки залишаються на стадії конструювання не виявленими і не усуненими. Вони виявляються в період освоєння у виробництві або при експлуатації. Таке пізнє їх виявлення знижує ефективність нової техніки. Формалізація конструкцій дозволяє знаходити та виправляти помилки в період розробки. Автори отримали результати, які вирішують проблему відпрацювання виробу на ремонтну технологічність, зокрема складально- та ремонтпридатність, і пропонують алгоритм проведення такого процесу на прикладі оцінки конструктивної досконалості двох типів картоплекопачів - роторного і вібраційного. На відміну від наявних конструкцій, у запропонованій авторами спробували вирішити таке питання: при якому найбільшому числі найменувань елементів, що входять у складальну одиницю, яка знаходиться одноразово в процесі з'єднання (роз'єднання), вірогідне досягнення максимальної складально- і ремонтпридатності конструкції за структурою.

Для формалізації структури конструкцій і процесу конструювання автори використали деякі властивості алгебри з таких причин: алгебра вивчає операції над елементами довільно взятих множин, тобто множин будь-якого походження; відсутність в основах алгебри ідеї границі обумовлює зручність використання її апарату для опису дискретних структур, якими в значній мірі є конструкції машин і приладів; обґрунтування відповідності вимог до структур конструкцій і до алгебраїчних структур підсилює ствердження про непротиворіччя та повноту теорії структури конструкцій, доказаної для алгебраїчних систем.

Алгебраїчний підхід до конструювання дозволяє виводити формули, які є загальними правилами конструювання або оптимізування конструкцій. Для цього авторами використано апарат алгебри множин.

Згідно з визначеними кількісними критеріями складально- та ремонтпридатності при конструюванні картоплекопачів, автори використовували твердження, що із зменшенням числа деталей та вузлів, які підлягають з'єднанню в складальній одиниці на відповідному структурному рівні, складально- та ремонтпридатність підвищується.

Симптоматично, що в теорії груп асоціативність закону композиції відмічається тільки для трьох елементів. Якоюсь мірою це також є підтвердженням граничності тернарного складу для конструкцій.

За довгі роки конструкторської роботи автори не пам'ятають випадку, коли при необхідності складальну одиницю не вдалося б зробити тернарною і домогтися максимальної складально- і ремонтпридатності.

При відпрацюванні конструкцій картоплекопачів на технологічність значне місце відведене використанню конструктивно-технологічних рішень щодо уніфікації.

Візьмемо як приклад формулу, що має ясний логічний зміст, хоча, враховуючи вимоги математики, ми виконали її коректний доказ (який не даємо внаслідок обмежень об'єму статті): $((A \subset C) \cup U = U)$, де U - множина поелементно уніфікованих конструкцій, які приймаємо за основну множину, тобто універсум; A - нові конструкції; C - множина відомих конструкцій, що мають визначений алгоритм побудови і за призначенням найбільш близькі до конструкцій A ; $\subset$ - математична операція "включення"; $\cup$ - математична операція "об'єднання". Вказану формулу доцільно сприймати як загальне правило уніфікації.

Виклад математичних результатів не наведений у зв'язку з обмеженням об'єму статті.

МІНІМАЛІЗАЦІЯ ОСНОВНОГО ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ – ВАЖЛИВИЙ ЗАХІД БІОЛОГІЗАЦІЇ ЗЕМЛЕРЬСТВА

М.С. Чернілевський,
О.П. Мелешко,
С.О. Гаврилов

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Встановлено, що в умовах Правобережного Полісся України застосування безполіцевих способів основного обробітку на дерново-підзолистих супіщаних та сірих лісових ґрунтах є одним з основних заходів біологізації землеробства, що сприяє оптимізації агрофізичних властивостей ґрунту і вирощуванню високих врожаїв екологічно чистої продукції рослинництва.

Необхідність біологізації сучасного землеробства обґрунтовується тим, що не завжди екологічно контрольоване застосування мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних речовин, а також збільшення різних промислово-транспортних викидів в атмосферу з домішками важких металів і забруднення на значній території довкілля довгоживучими радіонуклідами, в поєднанні з інтенсивним поліцевим обробітком призводять до деградації і зниження родючості ґрунтів, забруднення навколишнього середовища, погіршення якості сільськогосподарської продукції. Головне завдання біологізації землеробства полягає в тому, щоб збереження і розширене відтворення родючості ґрунту здійснювалися відповідними заходами (науково обґрунтовані сівозміни, розширення посівів багаторічних бобових трав і сидератів, застосування біопрепаратів тощо) і на цій основі можна було вирощувати високі врожаї екологічно чистої продукції для харчування людей та кормів для тваринництва. Серед цих заходів важливе значення має запровадження ґрунтозахисних, ресурсо- і енергозберігаючих, безполіцевих способів обробітку ґрунту (М.К. Шикуча, 2000). Багаторічними дослідженнями (М.К. Шикуча, 1998; А.Т. Малієнко, 1993; А.І. Пупонін, 1984; В.М. Круть, 1986 та інші) і виробничим досвідом встановлено, що мінімалізація обробітку доцільна при певних умовах, тобто коли обробіток не знижує культуру землеробства, родючість ґрунту, врожайність та якість продукції.

Основним напрямом біологізації землеробства (переходу до біологічного землеробства) є вживання заходів, що забезпечують розширене відтворення гумусу як інтегрованого показника потенційної родючості, який позитивно впливає на основні фактори життя рослин – водний, повітряний, тепловий, а також на фітосанітарний стан та поживний режим ґрунту (О.М. Куценко, В.М. Писаренко, 1995).

Вважається, що одним із головних завдань біологізації землеробства є створення у верхньому шарі ґрунту оптимальних умов для життєдіяльності ризосферних мікроорганізмів (Г. Кант, 1988; Д.Т. Зв'ягінцев, 1989 та ін.).

Важливим заходом досягнення цього є застосування мілкого та безполицевого обробітку, при якому має місце систематичне мульчування ґрунту післязливними рослинними рештками – 9-10 т/га - та органічними добривами – від 8-10 до 15-20 т/га в залежності від природно-економічної зони України (В.П. Стрельченко, 1989; М.К. Шикла, 2000 та інші).

Ефективність мінімалізації обробітку як важливого заходу біологізації землеробства, вивчали через вплив різних способів основного обробітку на загальні агрофізичні властивості ґрунту, забур'яненість посівів, врожайність та якість піддослідних культур.

Дослідження проводили в умовах дослідного поля академії на дерново-середньопідзолистих і сірих лісових ґрунтах Полісся України протягом 1982-1999 рр. Метеорологічні умови, зокрема кількість опадів, в роки досліджень були різними.

На ділянках з плоскорізним обробітком і дискуванням в осінній період вміст продуктивної вологи в орному шарі дерново-середньопідзолистого ґрунту був на 3-4 мм вищий, ніж після оранки, що позитивно впливало на появу сходів озимих пшениці і жита та подальший їх ріст і розвиток.

Визначення об'ємної маси ґрунту показало, що восени, перед входом у зиму, щільність ґрунту в орному шарі, особливо у верхній його частині (0-10 см), наближалась до оптимальної на ділянках з безполицевими способами обробітку у порівнянні з оранкою. У весняно-літній період і зокрема перед збиранням врожаю, щільність ґрунту на всіх варіантах основного обробітку була близькою (1,45-1,55 г/см³).

Заміна оранки плоскорізним обробітком і дискуванням привела до деякого збільшення в орному шарі агрономічно цінних структурних агрегатів (на 3-5%).

Багаторічне застосування безполицевих способів основного обробітку в поєднанні з вапнуванням і органічно-мінеральною системою удобрення позитивно вплинуло на рівень окультуреності верхнього шару ґрунту і привело до диференціації орного шару за родючістю. Вміст гумусу, рухомого фосфору і обмінного калію в шарі 0-10 см був дещо вищий на ділянках з безполицевими способами обробітку, ніж після оранки (табл. 1).

Таблиця 1

Вплив тривалої мінімалізації основного обробітку на агрохімічні показники дерново-підзолистого ґрунту

Показники	Шар ґрунту, см	Способи обробітку			
		оранка	обробіток плоскорізом	дискування	комбінований обробіток
Вміст гумусу, %	0-10	1,18	1,20	1,23	1,21
	10-20	1,17	1,16	1,13	1,16
Вміст рухомого фосфору, мг/100 г ґрунту	0-10	12,3	14,3	14,9	13,9
	10-20	10,5	10,9	10,8	10,7
Вміст обмінного калію, мг/100 г ґрунту	0-10	10,7	10,9	11,4	10,8
	10-20	5,6	5,5	6,4	6,3
рН сольове	0-10	5,3	6,2	6,2	5,9
	10-20	5,6	5,9	6,0	5,7

При цьому відзначена певна тенденція до підвищення вмісту гумусу і поживних речовин у верхньому шарі ґрунту при поєднанні полицевого обробітку з безполицевими способами, тобто при комбінованій системі обробітку ґрунту у сівозміні. Відомо, що безполицеві способи основного обробітку як в перші роки ротації, так і в послідуєчий період призводять до більшої забур'яненості, особливо якими пізніми бур'янами (мишій, плоскуха та інші), зокрема на посівах льону-довгунця, кормового люпину та ярого ячменю.

Проте з часом, при своєчасному і якісному проведенні всіх польових робіт і застосуванні ефективних екологічно безпечних гербіцидів, забур'яненість піддослідних культур на всіх варіантах основного обробітку (оранка, обробіток плоскорізом, дискування) були в межах економічних порогів шкідливості бур'янів (не більше 25 шт/м²).

Облік врожайності піддослідних культур показав, що безполицеві способи основного обробітку в перші роки ротації сівозміни (3-4 роки) дещо знижували їх продуктивність, а в послідуєчі роки, в міру підвищення культури поля і диференціації орного шару за родючістю, на цих ділянках одержано ймовірний приріст врожаю майже всіх культур, особливо зеленої

маси кукурудзи, кормового люпину, зерна ярого ячменю, соломи льону-довгунця, бульб картоплі. В середньому за 9 років безполіцеві способи основного обробітку практично не знижували врожайність культур у порівнянні з оранкою (табл. 2).

Таким чином, в умовах Правобережного Полісся України на дерново-середньопідзолистих ґрунтах супіщаного гранулометричного складу в польових сівозмінах доцільно застосовувати безполіцеві способи основного обробітку або комбіновану систему обробітку в сівозміні.

При цьому слід враховувати, що при безполіцевих способах основного обробітку знижуються енергетичні і трудові затрати (в 1,5-2,0 рази), підвищується продуктивність праці (в 2,5-3,0 рази), скорочуються строки проведення обробітку ґрунту.

Вивчення мінімалізації обробітку сірих лісових ґрунтів (1992-1999 рр.) показало, що тут також встановлено позитивний вплив безполіцевих способів основного обробітку на загальні агрофізичні властивості цих ґрунтів, врожайність і якість основних польових культур, зокрема озимого жита, льону-довгунця, картоплі. Проте оранка була більш ефективною під кукурудзу на силос та під ячмінь у перші роки ротації сівозміни.

Таблиця 2

Врожайність основних польових культур Полісся залежно від способів основного обробітку ґрунту (1982-1990 рр.), ц/га

Культури сівозміни	Способи обробітку			
	оранка	обробіток плоскорізом	дискування	комбінований обробіток
Кормовий люпин на зелену масу	447,1	468,7	442,0	520,0 (П*)
Озима пшениця	53,2	52,4	52,6	52,8 (Д)
Картопля	285,7	273,0	270,4	293,5 (О)
Ячмінь з підсівом конюшини	41,5	39,1	31,3	38,6 (Д)
Конюшина на сіно	71,0	72,2	65,2	67,2 (Д)
Озиме жито	46,6	43,8	46,1	45,5 (О)
Льон-довгунець (солома)	44,0	41,0	43,0	43,0 (О)
Кукурудза на силос	543,2	577,1	549,1	569,2 (П)
Озиме жито	45,1	46,5	45,5	45,3 (Д)
Продуктивність 1 га сівозмінної площі, ц к.од.	60,1	59,3	58,6	60,0
Виробництво перетравного протеїну, ц/га	3,9	3,9	3,8	3,9

*О – оранка, П – обробіток плоскорізом, Д – дискування.

Щодо ефективності способів основного обробітку залежно від систем удобрення (за інтенсивні технології вирощування культур, половинні дози NPK і азоту та органічна система удобрення), то слід відзначити, що при зменшенні доз мінеральних добрив знижувалась врожайність культур і найнижча була на органічному фоні, особливо кукурудзи і картоплі. Однак слід мати на увазі, що при біологізації землеробства доцільно зменшувати дози мінеральних добрив на 50% від інтенсивних технологій, збільшуючи дози органічних добрив. При цьому врожайність і якість польових культур не знижуються.

УДК 633.416:631.5432

ВПЛИВ СПОСОБІВ ФОРМУВАННЯ ГУСТОТИ НАСАДЖЕННЯ МАТОЧНИХ КОРМОВИХ БУРЯКІВ НА ВРОЖАЙ ТА ВИХІД ПОСАДКОВИХ КОРЕНІВ

І.Н. Мотрук

Україна, Івано-Франківський державний аграрний коледж

У статті наведені результати досліджень щодо застосування механізованих способів формування густоти насаджень, які дають змогу зменшити затрати праці і коштів порівняно з ручною проривкою.

Формування густоти насаджень маточників кормових буряків - досить трудомісткий процес і в більшості насінницьких господарств України виконується вручну, з великими затратами праці та коштів. Ручна проривка сходів маточників буряків є однією з причин нерівномірного розміщення рослин на плантації, одержання неоднакових за масою та діаметром коренеплодів і зниження виходу посадкового матеріалу (І.Н. Мотрук, П.С. Антонів, 2000). Правильне розміщення рослин у маточних посівах забезпечує одержання вирівняного посадкового матеріалу, сприяє збільшенню коефіцієнта виходу посадкових коренів, придатних для машинної посадки, створює сприятливі умови для росту рослин, їх фотосинтетичної діяльності та продуктивності (А.М. Фомічов, 1990).

Результати досліджень (Л.В. Погорілий, М.С. Волянський, А.М. Фомічов, 1988) свідчать, що запізнення з проріджуванням рослин призводить до ослаблення їх росту, витягування, що знижує величину та якість врожаю, а нерівномірна площа живлення рослин погіршує сортові якості маточних коренеплодів, зменшує вихід посадкових коренів, призводить до необхідності збільшення площі під посіви маточників і підвищує собівартість вирощеного насіння.

Досліди щодо вивчення прийомів формування густоти насаджень проводились у 1992-1995 рр. у КСП "Дністер" Рогатинського району Івано-Франківської обл. та на дослідному полі Івано-Франківського державного аграрного коледжу. Посів маточних кормових буряків сорту Переможець у КСП "Дністер" проводили в 1992 р. - 14 травня, 1993 р. - 9 червня, 1994 р. - 10 червня, 1995 р. - 10 червня; на дослідному полі коледжу в 1992 р. - 26 квітня, 1993 р. - 25 травня, 1994 р. - 28 травня, 1995 р. - 26 травня. Норма висіву насіння - 12-14 кг/га, або 35-45 схожих клубочків. Формування густоти в КСП "Дністер" проводили повздовжнім проріджувачем УСМП-5,4, на дослідному полі коледжу - автоматичним проріджувачем ПСА-2,7. Букетування - за схемою 11,5x8,5x1. Робоча швидкість тракторного агрегату - 4,7-5,5 км/год. Механізоване проріджування сходів маточних буряків проводили у фазі 1-2 пар справжніх листочків.

Проривку маточних буряків на контролі проводили вручну на 20 см, механізоване проріджування ПСА-2,7 - за схемою 5,5x5,1x1, УСМП-5,4 - за схемою 5x5x1, поперечне букетування - за схемою 11,5x8,5x1 з послідуною перевіркою рослин і формуванням густоти насаджень 120 тис. шт./га, боронування - легкими боронами. В середньому за роки досліджень на 1 м.п. рядка перед формуванням густоти було 37-38 рослин. Дані обліків показують, що різкого коливання маси 100 рослин перед формуванням густоти (табл. 1) не було, вона становила в середньому за 4 роки 38-39,7 г. Ураження рослин коренеїдом не спостерігалось.

Таблиця 1

Маса 100 рослин (г) перед формуванням густоти насадження
(КСП "Дністер", 1992-1995 рр.).

Роки	Способи формування густоти насадження		
	ручна проривка	повздовжнє проріджування	боронування
1992	37,9	37,1	36,0
1993	39,4	37,8	40,0
1994	41,3	40,0	41,6
1995	40,4	38,8	39,9
Середнє	39,7	38,4	39,4

Результати досліджень показали, що застосування механізованих способів формування густоти насадження дає змогу значно зменшити затрати праці на проривку та прополку. Більш ефективним в умовах КСП "Дністер" (табл. 2) виявилось дворазове боронування сходів маточних буряків, де відсоток зрізаних рослин досягав 55, при повздовжньому проріджуванні – 50,1%, а кількість знищених бур'янів – 40-50%. На дослідному полі коледжу кращу ефективність забезпечило застосування букетування за схемою 11,5x8,5x1, де кількість зрізаних рослин становила 40,3%, а також повздовжнє проріджування (46, 2%), застосування легких і середніх борін (38,2-40,9%). Загибель бур'янів спостерігалась при застосуванні середніх і легких борін (40-43%) та букетуванні (31-34%).

Таблиця 2

Кількість залишених рослин і % зрізання буряків при різних способах формування густоти насадження (КСП "Дністер", 1992-1995 рр.).

Роки	Кількість рослин на 1 м.п. (шт.) до формування густоти	Способи формування густоти насадження						
		повздовжнє проріджування		Боронування				ручна проривка
		к-сть залишених рослин, шт.	% зрізаних рослин	1-е		2-е		к-сть залишених рослин, шт.
				к-сть залишених рослин, шт.	% зрізаних рослин	к-сть залишених рослин, шт.	% зрізаних рослин	
1992	35,6	17,7	50,1	16,8	44,9	16,0	40,1	7,8
1993	36,1	18,1	49,3	17,2	49,0	15,0	38,1	8,5
1994	39,9	15,7	38,1	17,8	44,5	16,7	40,4	8,9
1995	35,2	16,1	41,3	19,8	55,6	17,8	51,6	9,0
Середнє	36,7	16,9	44,7	17,9	48,5	16,4	42,5	8,5

Проведені спостереження за динамікою наростання маси коренеплоду показали, що в початковий період розвитку маточних буряків немає істотної різниці між ручною проривкою (контроль) і механізованими прийомами формування густоти насадження (табл. 3). Проте до періоду збирання ця різниця спостерігається у кращого розвитку рослин буряків при ручній проривці, що пояснюється меншою густотою насадження і більшою віддаллю між рослинами. Так, середня відстань між рослинами буряків у дослідях, проведених на дослідному полі коледжу, на період збирання при поперечному букетуванні становила 11,9 см, при повздовжньому проріджуванні – 6,3 см, при боронуванні – 5,7 см. Кількість рослин, розміщених з інтервалами від 0-10 см, становила при поперечному букетуванні 12,2%, при повздовжньому проріджуванні – 50,1%, боронуванні – 53,6%, з інтервалами 11-20 см – відповідно 45,3-31,6-24,0%.

Дані дослідів і виробнича перевірка (Мотрук І.Н., 2000) показують, що у варіантах механізованого проріджування густоти насадження маточних буряків рівномірність розподілу рослин у рядку краща, що забезпечило одержання вирівняних за фракціями коренів і кращу якість їх посадки висадкопосадковими машинами.

Таблиця 3

Динаміка наростання маси кореня (г) в залежності від способів формування густоти насадження маточників (дослідне поле коледжу, 1992-1995 рр.).

Дати обліків	Способи формування густоти насадження		
	ручна проривка (контроль)	повздовжнє проріджування	боронування
Початок проривки	0,94	0,93	0,95
10-15.07	40,9	30,0	25,5
10-15.08	92,0	60,5	55,2
10-15.09	192,7	157,1	120,0
10-15.10	363,7	261,4	209,6

Оцінка різних прийомів формування густоти насадження на дослідному полі коледжу показала, що найбільший вихід посадкових коренів був при механізованих способах формування густоти насадження (табл. 4). Так, при ручній проривці на 20 см коефіцієнт виходу посадкових коренів становив 4,4 за середньої маси коренеплоду 361,1 г, при повздовжньому проріджуванні – 4,7 за маси 195,8 г, при боронуванні легкими бородами – 4,5 за маси 231,2 г. У дослідах у КСП “Дністер” - відповідно 4,2(358,5 г) – 5,6(259,3 г) – 6,9(208,9 г).

Таблиця 4

Вплив способів формування густоти насадження маточних кормових буряків на врожай та вихід посадкових коренів.

Варіанти дослідів	Густота насадження, тис. шт/га	Урожай коренів, ц/га	Вихід посадкових коренів, тис. шт/га	Коефіцієнт виходу посадкових коренів	Середня маса коренеплоду, г	Урожай насіння, ц/га *	Схожість насіння, %	Маса 1000 клубочків, г
КСП “Дністер” (середнє за 1992-1995 рр.)								
Ручна проривка (контроль)	96,2	355,1	90,7	4,2	358,5	14,1	82,4	16,9
Повздовжнє проріджування	132,5	341,6	118,7	5,6	259,3	15,7	81,9	17,0
Боронування легкими бородами	158,2	323,6	140,9	6,9	208,9	13,9	83,0	15,8
Дослідне поле коледжу (середнє за 1992-1995 рр.)								
Ручна проривка (контроль)	104,9	345,7	88,8	4,4	361,1	22,4	85,6	19,0
Повздовжнє проріджування	139,4	289,1	98,4	4,7	195,8	25,2	85,0	18,9
Боронування легкими бородами	114,6	293,1	90,6	4,5	231,2	25,1	86,0	18,3

Р, % маточників – 1,0-3,8%

НП_{0,95} – 4,7-19,1 ц/га

Р, % насінників – 1,1-1,6%

НП_{0,95} – 0,39-1,2 ц/га

* – площа посадки насінників 70х70 см.

Прийоми формування густоти насадження маточників кормових буряків мали значний вплив на вихід посадкових коренів і їх фракційний склад. Найбільший вихід

посадкових коренів одержано при повздовжньому проріджуванні (4,7-5,6) та боронуванні (4,5-6,9), проти 4,2-4,4 при ручній проривці та букетуванні.

Проведені дослідження показали, що при ручній проривці в основному переважали фракції коренів 300-900 г, при боронуванні – 100-300 г (табл. 5). Прийоми формування густоти насаджень маточників кормових буряків істотно не вплинули на урожай та якість насіння. Хоча у варіантах із застосуванням повздовжнього проріджування і боронування спостерігалось деяке (1-1,3 ц/га) збільшення врожаю насіння.

Економічний аналіз механізованих прийомів формування густоти насаджень маточних кормових буряків показав, що затрати ручної праці знижуються при повздовжньому проріджуванні 1 га насаджень на 116,6 люд-год, а коштів на 11881 куп.-крб/га порівняно з ручною проривкою (дані за 1992-1995 рр.). Затрати праці на 1 тис. посадкового матеріалу становили при повздовжньому проріджуванні 0,49 люд-год, а засобів – 3,48 куп.-крб, при боронуванні – 0,25 люд-год і 2,14 куп.-крб проти 1,9 люд-год і 129 куп.-крб при ручній проривці. Отже механізовані прийоми формування густоти насаджень створюють сприятливі умови для росту та розвитку рослин, підвищують вихід посадкового матеріалу з одиниці площі, не знижують урожай та якість насіння, зменшують затрати праці на 116-144 люд-год, а коштів – на 11881 куп.-крб порівняно з ручною проривкою.

При механізованому проріджуванні густоти насаджень маточних кормових буряків рівномірність розподілу рослин у рядку краща, що забезпечує одержання вирівняних за фракціями коренів і кращу якість їх посадки машинами.

Найбільший вихід посадкових коренів був досягнутий при механізованих способах формування густоти насаджень. Так, при ручній проривці на 20 см коефіцієнт виходу посадкових коренів становив 4,4, при повздовжньому проріджуванні – 4,7, при боронуванні легкими боронами – 4,5, а у КСП “Дністер” – відповідно 4,2-5,6-6,9.

Найбільш ефективними прийомами формування густоти насаджень є повздовжнє проріджування за схемою 5х5х1 та 5,5х5,1х1, поперечне букетування за схемою 11,5х8,5х1 та дворазове боронування легкими і середніми боронами, що забезпечило вихід посадкових коренів на дослідному полі коледжу відповідно 88,8-98,4-90,6 тис. шт./га, коефіцієнт виходу посадкових коренів складав відповідно 4,4-4,7-4,5; у КСП “Дністер” при повздовжньому проріджуванні вихід посадкових коренів становив 118,7 тис. шт./га, коефіцієнт виходу посадкових коренів – 5,6, при боронуванні легкими боронами - відповідно 140,9-6,9 проти 90,7-4,2 на контролі.

Результати досліджень показали, що застосування механізованих способів формування густоти насаджень дає змогу зменшити затрати праці (на 116-144 люд-год) і коштів порівняно з ручною проривкою.

ПРОГНОЗУВАННЯ ВИХОДУ ЕКСТРАКТИВНИХ РЕЧОВИН ВОДЯНОЇ ВИТЯЖКИ З ЛИСТКІВ СТЕВІЇ

Г.І. Глушко,
Л.В. Ємельяненко

Україна, Кримський державний аграрний університет

Вивчено і математично інтерпретовано закономірності виходу водорозчинних речовин з сухої листостеблової маси стевії залежно від масової концентрації сировини у воді при екстрагуванні.

У багатьох країнах світу останніми роками проводяться роботи щодо створення та застосування підсолоджувачів, які за ступенем солодкості у кілька разів переважають сахарозу, що міститься у кристалічному буряковому і тростинному цукрі. Усі нині відомі

підсолоджувачі – хімічного походження. Їх готують на основі сахарину, який не рекомендується вживати людям із захворюваннями кишково-шлункового тракту, печінки, нирок, а також дітям. Водночас усі напої, що надходять із-за кордону, та ті, що виробляють в Україні з імпортованих концентратів, містять хімічні підсолоджувачі (Э.И. Логвинова, 1998). Тому особливий інтерес має дослідження природних підсолоджувачів як для використання в побуті – з чаєм, компотом, соком, так і для переробних підприємств для заміни їх цукром у традиційних і при створенні нових видів продуктів, у тому числі профілактичного й лікувального харчування, зокрема людей, які постраждали від аварії на ЧАЕС.

У зв'язку з цим останніми роками у нашій країні різко зріс інтерес до вирощування та використання для харчування поки що малопоширеної рослини стеїї (*Stevia rebaudiana* Bergoni), солодкий смак якої зумовлений речовинами глікозидної форми: стеїїозида та ребаудіозида, які у 200-300 разів солодші за цукор. При цьому проведені медико-біологічні дослідження підтверджують безпечність для людини (В.И. Смоляр та ін., 1990). Нині стеїїозид у харчовій промисловості найбільш широко застосовують в Японії, де споживається 90% світового виробництва сухого листя стеїї – 1,5-2 тис. т (А.Г. Ляховкин та ін., 1993). За даними інших дослідників, вміст солодких речовин у листках стеїї становить від 8,2 до 17,9% відносно їх сухої маси (В.Ф. Зубенко, Б.Д. Чудновский, 1990).

При цьому за допомогою водяної екстракції виділяється до 92-97% від їх загального вмісту. Однак виділення глікозидів у чистому вигляді передбачає складну лабораторно-технічну базу. У зв'язку з цим використання даних речовин у чистому вигляді в консервній промисловості ускладнене й економічно не вигідне.

Враховуючи те, що глікозид розчиняється у воді, для використання в умовах консервного виробництва найоптимальнішим варіантом є використання водяної витяжки з сухої листостеблової маси стеїї. Технологія приготування водяної витяжки у технологічному відношенні не є складною, однак нині відсутні розроблені методики для цього процесу. Це ускладнює планування та здійснення технологій переробки плодоовочевої продукції з використанням стеїї.

У зв'язку з вищевикладеним був досліджений потенційний вихід екстрактивних речовин стеїї. Екстрагування сухих речовин проводилось за такою методикою: наважки сухої листостеблової маси стеїї екстрагували протягом 1 год у 200 г дистильованої води з підігрівом на водяній бані; виділення екстракту здійснювалося природним стіканням протягом доби; концентрацію сухих речовин у відфільтрованому екстракті визначали методом випарювання відповідно до ГОСТу 28561-90; дослідження проводили з 5-кратною повторністю. Дисперсійний та кореляційний аналізи даних здійснювали відповідно до методик Т. Літл, Ф. Хіллз (1981).

Одержані дослідні дані щодо залежності відносного виходу розчинних речовин з листостеблової маси стеїї від процентного відношення маси сировини до маси води при екстрагуванні представлені на діаграмі (рис. 1). Аналіз даних діаграми показує, що відносний вихід екстрактивних речовин з сухої листостеблової маси стеїї із підвищенням концентрації сировини при екстрагуванні значно зменшується. При цьому величина зниження цього показника досягає у середньому 2,7% на кожні 5% підвищення концентрації сировини у воді, взятої для екстракції. Максимальний вихід екстрактивних речовин у межах 20÷28% від вихідної маси сировини одержано відповідно при масовій концентрації сировини у воді – 0,5÷5%. Ця закономірність може бути подана рівнянням регресії виду:

$$Y = 25,71 - 0,47x,$$

де y – вихід розчинних у воді сухих речовин відносно вихідної маси сировини; x – відношення маси сировини до маси води при екстрагуванні; при $r = 0,94 \pm 0,17$; $S_{xy} = 1,65\%$.

Слід відзначити, що зростання масової концентрації сировини при екстрагуванні внаслідок часткового вбирання вологи листостебловою масою спричиняє за даного способу виділення екстракту зниження його виходу (рис. 2). При цьому зростаюча концентрація розчину, як зазначалося вище, не призводить до збільшення загального виходу екстрактивних речовин. Водночас прогнозування можливих концентрацій екстракту, як і його кількості, має важливе технологічне значення, залежність масової концентрації сухих речовин у водяному екстракті від масової концентрації сировини при екстрагуванні представлена в таблиці.

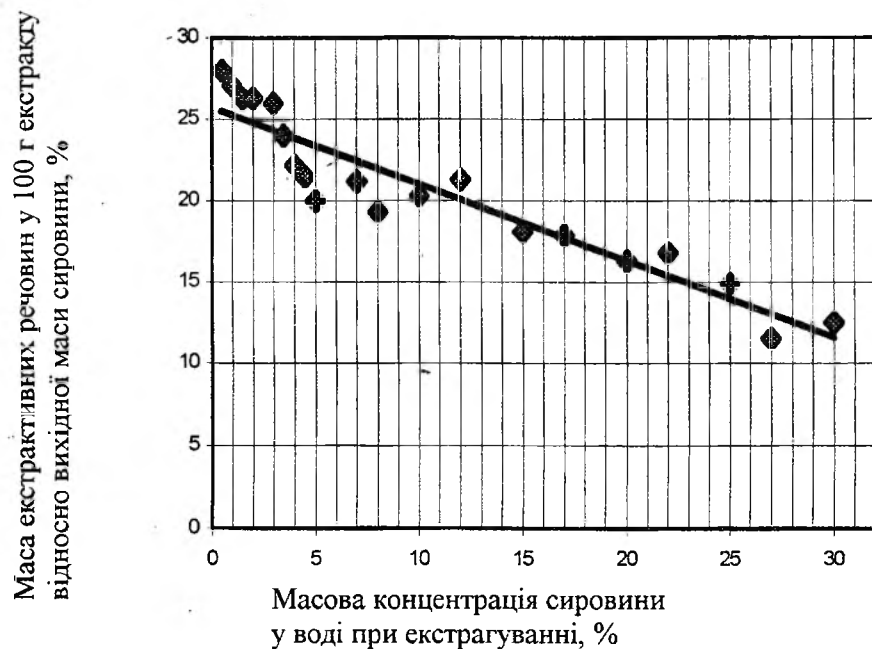


Рис. 1. Вихід розчинних у воді сухих речовин відносно вихідної маси речовини залежно від масової концентрації сировини у воді при екстрагуванні, % ($HCP_{05} = 0,31\%$)

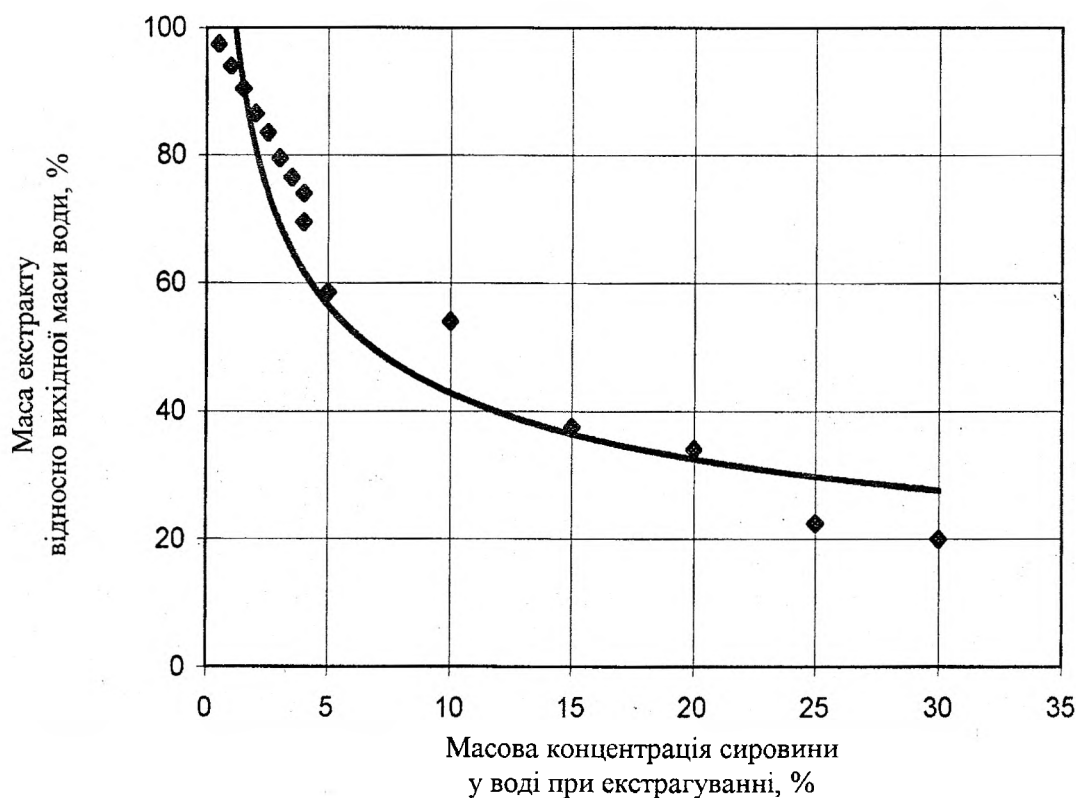


Рис. 2. Вихід водяного екстракту сухої листостеблової маси стевії залежно від масової концентрації сировини при екстрагуванні

Закономірності залежності концентрації екстракту від масової концентрації сировини у воді можуть бути інтерпретовані рівнянням регресії виду

$$Y = 0,65 + 0,26 x,$$

де y – масова концентрація екстрактивних речовин; x – масова концентрація сировини при екстрагуванні; $r = 0,98 \pm 0,09$; $S_{xy} = 0,93\%$.

Таблиця 1

Залежність масової концентрації сухих речовин у водяному екстракті від концентрації сировини при екстрагуванні

Показник	Концентрація сировини у воді, %									
	1	2	3	4	5	10	15	20	25	30
Концентрація екстракту, %	0,31	1,04	1,33	1,92	2,3	4,06	5,42	6,51	7,03	7,52

$HP_{05} = 0,12\%$

Максимальний вихід розчинних речовин при екстрагуванні становить $28 \pm 0,31\%$ від вихідної маси сировини.

Для максимального виділення екстрактивних речовин із сухої листостеблової маси стевії необхідно обмежитися масовою концентрацією сировини при екстрагуванні в межах $0,5 \pm 5\%$, при цьому очікуваний вихід екстрактивних речовин становитиме відповідно $20 \div 28\%$ від маси сировини, взятої для екстрагування.

ЭКОЛОГО-АГРОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КОПРОЛИТА И МИЗОРИНА ПРИ ВОЗДЕЛЫВАНИИ КАРТОФЕЛЯ

Е.В. Просянкиков,
В.В. Осмоловский,
В.В. Мамеев

Россия, Брянская госсельхозакадемия

Подано еколоґо-аґрономічну ефективність копроліту і мізорину при вирощуванні картоплі на дерново-підзолистих ґрунтах Брянської області.

Использование дерново-подзолистых почв без пополнения запасов органического вещества и элементов питания существенно снижает их плодородие. Вследствие такого антропогенного воздействия почва может утратить свои экологические функции. Длительное применение одних минеральных удобрений оказывает глубокое и часто отрицательное воздействие на химические, физико-химические и биологические свойства почвы (Минеев, 1984, 1990; Просянкиков, Прищеп, Воробьев, 1989; Минеев, Ремпе, 1990, Шишов, Карманов, Дурманов и др., 1991; Воробьев, 1995; Минеев, Гомонова, 1998, 1999, Лапа, Ивахненко, Лимантова, 2000). Поэтому сохранение и воспроизводство плодородия дерново-подзолистых почв Нечерноземья является задачей исключительной важности, особенно в современных условиях ведения сельскохозяйственного производства при сокращении внесения органических и дороговизне минеральных удобрений (Державин, 1998, Каштанов, 2000).

При резком сокращении поголовья скота уровень применения навоза в хозяйствах Брянской области за последние годы снизился до 1 т/га и менее (Статистический..., 1999; Эффективность..., 1999). Это не обеспечивает положительного баланса гумуса и элементов питания на дерново-подзолистых почвах, которые составляют в области почти 60 % пашни (Воробьев, 1993).

По данным Географической сети опытов ВИУА, среднегодовая доза органических удобрений на 1 га, в зависимости от типа почвы и её механического состава, должна в пропашных севооборотах составлять 12-15 т (Васильев, 1982). Поэтому актуальным является поиск новых экологически безопасных технологий получения и применения концентрированных органических удобрений, способных восстановить плодородие почв,

увеличить производство чистых продуктов растениеводства и пригодных для локального внесения при посадке или посеве особенно пропашных культур.

Промышленное культивирование дождевых компостных червей (вермитехнология) на различных органических отходах позволяет получить значительную массу их экскрементов – копролитов, которые представляют собой концентрированное естественное органическое удобрение копролит, синонимы - биогумус, вермикомпост (Просьянников, Ерёмин, Мешков, 2000).

Вермитехнология способствует решению экологических проблем, возникающих из-за накопления на животноводческих фермах большого количества навоза. Она позволяет уменьшить его объём, уничтожить зловонный запах, снизить затраты на переработку, сравнительно быстро превратить отходы животноводства в качественно новое органическое удобрение, не загрязняющее окружающую среду, хорошо хранящееся, удобное при транспортировке и внесении в почву локально.

В связи с уменьшением выпуска азотных минеральных удобрений и их дороговизной применение бактериальных азотфиксирующих препаратов, таких как мизорин, становится всё более актуальным. В практике успешно используют препараты под разные, даже не бобовые, культуры. Они позволяют сократить затраты минеральных удобрений, уменьшают химическую нагрузку на почву и улучшают экологическое состояние агроландшафтов (Кандыбин, Смирнов, 1999, Постников, Петров-Спиридонов и др., 1999).

Следовательно, изучение эколого-агрономической эффективности использования копролита и мизорина представляет научный интерес и практическую значимость, в том числе и для Брянской области, где возделывают много энергоёмких пропашных культур, особенно картофеля.

1. МЕСТО, УСЛОВИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проводили в 1998 – 2000 гг. на дерново-среднеподзолистой легкосуглинистой почве учебно-опытного хозяйства «Кокино» Брянской госсельхозакадемии со следующими агрохимическими показателями: содержание гумуса - 0,9 - 1,2 %, pH солевой вытяжки - 5,0 - 5,2, содержание (в вытяжке по Кирсанову) P_2O_5 - 4,0 - 4,2, K_2O - 13,0 - 13,2 мг/100 г. почвы.

Повторность опыта четырёхкратная. Площадь учётной делянки - 25 м², размещение рендомизированное.

Метеорологические условия в годы проведения исследований были различны. Вегетационные периоды 1998 и 2000 гг. были наиболее благоприятными, осадков выпало на 21 - 13 % больше от среднемноголетней нормы, температура воздуха была близка к среднемноголетним значениям. 1999 г. был крайне неблагоприятным для возделывания картофеля. Холодовой стресс в мае отрицательно сказался на росте и развитии картофеля. Существенное превышение многолетних значений среднесуточной температуры в июне и июле сопровождалось резким дефицитом влаги.

При разработке схем опытов использовали «Методические рекомендации по изучению эффективности нетрадиционных органических и органоминеральных удобрений» под редакцией академика Н.З. Милащенко, предназначенные для специалистов научных учреждений Географической сети опытов с удобрениями.

Опыт 1. Эколого-агрономическая оценка использования копролита при возделывании картофеля в Брянской области

- | | |
|--|--|
| 1. Контроль (без удобрений) | 5. Копролит 2 т/га |
| 2. Навоз крупного рогатого скота (КРС) | 6. Копролит 4 т/га |
| 3. $N_{60}P_{90}K_{110}$ | 7. Копролит 6 т/га |
| 4. Навоз + $N_{60}P_{90}K_{110}$ | 8. Копролит 4 т/га + $N_{60}P_{90}K_{110}$ |

В 1998 г. в опыте было шесть вариантов, в 1999 - 2000 гг. он был расширен за счёт включения варианта 4 – навоз + $N_{60}P_{90}K_{110}$ и варианта 8 – копролит 4 т/га + $N_{60}P_{90}K_{110}$. Копролит имел следующий химический состав: влажность – 50 %; содержание гумуса – 6,3 %; pH_{KCl} – 6,8 - 7,2; общего азота – 1,4 - 1,5 %; фосфора – 0,71 - 0,8 %; калия – 0,50 - 0,54 %. Навоз КРС характеризовался следующими показателями: влажность – 72 - 70 %; содержание органического

вещества – 15,4 %; pH_{KCl} – 6,7 - 7,1; общего азота – 0,27 - 0,29 %; фосфора – 0,15 - 0,17 %; калия – 0,3 - 0,4 %.

Доза навоза и минеральных удобрений выровнена по азоту и эквивалентна шестому варианту (копролит - 4 т/га). Копролит и минеральные удобрения вносили локально, последние - в виде смеси аммиачной селитры, нитрофоски, калия хлористого, приготовленной непосредственно перед внесением в соответствующих соотношениях.

Опыт 2. Эколого-агрономическая оценка использования копролита и мизорина при возделывании картофеля в Брянской области

- | | |
|------------------------------|------------------------------|
| 1. Контроль (без удобрений) | 5. Копролит 4 т/га |
| 2. Мизорин | 6. Копролит 4 т/га + мизорин |
| 3. Копролит 2 т/га | 7. Копролит 6 т/га |
| 4. Копролит 2 т/га + мизорин | 8. Копролит 6 т/га + мизорин |

Препарат ризосферных diaзотрофов мизорин был изготовлен на основе активного штамма бактерии рода *Arthrobacter misorines* во ВНИИСХМ (г. Санкт-Петербург). Он представляет собой порошковидный торфяной субстрат с влажностью 45-55 %, обогащенный питательными веществами, в одном грамме которого содержится 5-10 млрд. бактериальных клеток.

Инокуляцию клубней картофеля, в соответствующих вариантах, проводили в день их посадки из расчёта 500 грамм на 1 тонну посевного материала. Препарат смешивали с водой и полученным раствором равномерно обрабатывали клубни, не допуская попадания прямых солнечных лучей на обработанные клубни вплоть до полного высыхания их поверхности.

В опыте возделывали районированный среднеранний картофель сорта Детскосельский, посадку проводили в первой декаде мая по схеме 70 x 30 см, из расчёта 47,6 тысячи растений на гектар. Агротехника возделывания была общепринятая для Брянской области.

В основу методологии исследований положены концепция полевого эксперимента и статистической обработки его результатов, разработанная Б.А. Доспеховым (1968, 1985), методика проведения исследований по культуре картофеля (НИИКС, 1967), руководство по анализу почв и растений (Аринюшкина, 1961; Минеев, 1989).

В опытах проводили фенологические наблюдения, биометрические измерения. Учет урожайности проводили сплошным поделночным методом путём взвешиванием всех клубней.

При учёте показателей качества клубней с помощью ионоселективного электрода определяли: содержание сухого вещества (весовым методом), крахмала (по Эверсу и по удельной массе) и нитратного азота.

Энергетическая оценка внесения и применения нетрадиционных видов удобрений выполнена по методическим разработкам ВАСХНИЛ, МСХА, ЦИНАО. Экономическую эффективность рассчитывали по методике ВНИИ экономики сельского хозяйства.

Данные по урожайности и другие показатели подвергали статистической обработке методом дисперсионного анализа (Доспехов, 1985) с использованием ПЭВМ. Для представления результатов исследований и оформления работы использовали компьютерные программы MS Excel 97, MS Word 97.

3. ВЛИЯНИЕ КОПРОЛИТА И МИЗОРИНА НА АГРОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВЫ ПРИ ВОЗДЕЛЫВАНИИ КАРТОФЕЛЯ.

Влияние копролита на агрохимические свойства почвы. Трёхлетние исследования показали, что применение навоза, копролита и их сочетания с минеральными удобрениями увеличило содержание органического углерода в дерново-среднеподзолистой легкосуглинистой почве, но не одинаково. Применение только минеральных удобрений снизило этот показатель почвенного плодородия (табл. 1). Внесение копролита в дозах 4 и особенно 6 т/га оказало существенное положительное влияние на содержание органического углерода в почве.

Копролит в дозе 4 т/га оказал такое же влияние на содержание органического углерода почвы, как эквивалентная доза навоза, причём он в большей степени нейтрализовал негативное влияние минеральных удобрений на этот показатель.

Таблиця 1

Влияние копролита на агрохимические свойства почвы (в среднем за 3 года)

Варианты	рН _{КСl}	С _{орг.} %	P ₂ O ₅	K ₂ O	S	H _r
			мг/100 г почвы	мг-экв/100 г. почвы	мг-экв/100 г. почвы	мг-экв/100 г. почвы
1. Контроль	5,12	0,742	4,26	13,07	8,98	1,11
2. Навоз	5,95	0,863	5,45	14,03	11,27	0,78
3. N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	5,08	0,725	6,41	15,10	10,27	1,14
4. Навоз + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	5,74	0,788	7,26	16,17	12,19	1,05
5. Копролит 2 т/га	6,01	0,802	6,40	13,99	10,54	0,85
6. Копролит 4 т/га	6,19	0,859	7,11	14,48	11,40	0,80
7. Копролит 6 т/га	6,25	0,922	8,33	14,70	11,76	0,78
8. Копролит 4 т/га + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	5,72	0,858	10,87	15,13	12,20	1,01
НСР ₀₅	0,32	0,010	0,24	0,25	0,66	0,09

Внесение копролита существенно снижало обменную и гидролитическую кислотность и повышало сумму обменных оснований в дерново-среднеподзолистой почве, как и навоз. При возрастании доз копролита прослеживалась тенденция к смещению кислотности в нейтральную сторону и увеличению суммы обменных оснований, что, вероятно, обусловлено наличием в удобрении кальция. Внесение 4 т/га копролита с минеральными удобрениями значительно нейтрализует подкисляющее действие последних, впрочем, как и эквивалентная доза навоза (табл. 1).

При возрастании доз копролита отмечалось также существенное увеличение содержания подвижного фосфора. Внесение копролита в дозах 2 – 6 т/га существенно увеличило содержание обменного калия по сравнению с контролем. Причём это удобрение оказало положительное влияние на рассматриваемый показатель, чем эквивалентная доза навоза (табл. 1).

Влияние копролита и мизорина на агрохимические свойства почвы. При переходе к альтернативному земледелию единственным и неиссякаемым источником обогащения почвы и растений азотом является атмосфера. Переход азота из атмосферы в связанное состояние осуществляется с помощью микроорганизмов – азотфиксаторов, в том числе и рода *Arthrobacter mizorin* из которых создан препарат мизорин. Предпосадочная инокуляция им клубней картофеля на фоне применения различных доз копролита не повлияла на содержание органического углерода в почве (табл. 2).

Использование мизорина для инокуляции клубней картофеля не изменяет установленные закономерности изменения физико-химических свойств почвы при внесении копролита (табл. 2).

Инокуляция клубней картофеля мизорином существенно увеличила содержание в почве подвижного фосфора и обменного калия. На фоне внесения копролита этот экологический агроприём не оказал влияния на содержание в почве подвижного фосфора, но он существенно увеличил содержание обменного калия при внесении 2 и 6 т/га изучаемого удобрения (табл. 2).

3. ВЛИЯНИЕ КОПРОЛИТА И МИЗОРИНА НА РОСТ И РАЗВИТИЕ КАРТОФЕЛЯ

Влияние копролита на прохождение межфазных периодов и биометрические показатели растений. Факторами, определяющими прохождение межфазных периодов, являются температура, количество осадков и условия питания. Фазы развития наступали практически одновременно по всем вариантам опыта. Однако в вариантах с применением копролита растения появились на 2 дня раньше контрольного варианта. Вероятно, это связано со стимуляцией почек гуминовыми веществами копролита. Внесение 2 -6 т/га копролита увеличивало период вегетации на 6 - 8 дней относительно контрольного варианта, но наступление отдельных фаз (бутонизация, цветение) наступало на 2 - 4 дня раньше. Увеличение дозы копролита до 6 т/га тормозило появление всходов и наступление фазы бутонизации.

Таблиця 2

Влияние копролита и мизорина на агрохимические свойства почвы (в среднем за 3 года)

Варианты	рН _{КСІ}	С _{орг} , %	P ₂ O ₅	K ₂ O	S	H _г
			мг/100 г почвы		мг-экв/100 г. почвы	
1. Контроль	5,12	0,742	4,26	13,07	8,98	1,11
2. Мизорин	5,14	0,733	4,95	13,37	9,00	1,11
3. Копролит 2 т/га	6,01	0,802	6,40	13,99	10,54	0,85
4. Копролит 2 т/га + мизорин	6,01	0,800	6,86	14,32	10,53	0,86
5. Копролит 4 т/га	6,19	0,859	7,11	14,48	11,40	0,80
6. Копролит 4 т/га + мизорин	6,14	0,858	7,53	14,75	11,38	0,81
7. Копролит 6 т/га	6,25	0,922	8,33	14,70	11,76	0,78
8. Копролит 6 т/га + мизорин	6,24	0,918	8,62	15,05	11,76	0,80
НСР ₀₅	0,22	0,008	0,51	0,30	0,47	0,11

Различные условия питания не оказали существенного влияния на полевую всхожесть клубней картофеля. Больше влияние на их полевую всхожесть оказали метеорологические условия 1999 года в фазу посадка - всходы. Низкая температура и повышенная влажность почвы в мае снизила её до 90,1 - 92,8 %. Сложившиеся благоприятные погодные условия в мае - июне 1998 и 2000 гг. способствовали равномерному появлению всходов, где полевая всхожесть клубней картофеля колебалась в 1999 г от 94,7 до 97,0 %, в 2000 г. - 96,5 - 98,3 %.

Наибольшее количество сохранившихся растений в среднем за 3 года отмечалось в вариантах с применением копролита в дозах 2 - 6 т/га. Отмечено, что в условиях сухого вегетационного периода (1999 г.) дозы копролита 4 - 6 т/га увеличивают сохранность растений на 4,4 - 5,4 % относительно контрольного варианта и на 2,4 - 4,4 % относительно традиционных удобрений. Во влажные годы (1998 и 2000 гг.) количество сохранившихся растений было наибольшим при локальном внесении 2 т/га копролита.

Средняя высота куста зависела как от условий вегетационного периода, так и от уровня питания растений (табл. 3). Удобрения увеличивали высоту растений во всех вариантах опыта от 3,4 до 12 см. В среднем за 1998 - 2000 гг. копролит в дозе 2 - 6 т/га не оказал существенного влияния на высоту растений относительно вариантов с применением навоза и N₆₀P₉₀K₁₁₀. Наибольшая высота куста относительно контроля отмечена при обильном азотном питании в вариантах навоз + N₆₀P₉₀K₁₁₀ и копролит 4 т/га + N₆₀P₉₀K₁₁₀.

Применение всех видов удобрений в среднем за 3 года увеличило число стеблей на 0,5 - 1,2 шт./куст (табл. 3). Больше количество стеблей закладывалось, где вносили локально копролит 4 т/га + N₆₀P₉₀K₁₁₀. Применение 2 - 6 т/га копролита увеличивало количество стеблей на 0,6 - 0,9 шт./куст относительно контрольного варианта и на 0,1 - 0,4 шт./куст относительно традиционных удобрений.

При возделывании картофеля большое значение имеют такие показатели, как масса клубней с одного куста, количество клубней под кустом. Различный уровень питания растений и погодные условия вегетационного периода оказали влияние и на эти показатели.

Копролит в дозе 4 т/га увеличивал количество клубней на 1,9 шт./куст относительно эквивалентной дозы навоза. В среднем за три года проведения опыта наибольшее количество клубней отмечалось в вариантах применения навоза + N₆₀P₉₀K₁₁₀ и копролита - 6 т/га. Между количеством стеблей на куст и количеством клубней отмечена прямая корреляционная зависимость ($r = 0,73$).

Влияние копролита и мизорина на прохождение межфазных периодов и биометрические показатели растений. Нами не установлено существенных различий в прохождении фаз развития при использовании копролита и на его фоне инокуляции клубней мизорином. Однако рост и наступление фаз в этих вариантах опережали контрольные растения на 4 - 6 дней. На контрольном варианте растения имели светло-зелёный цвет и тонкие побеги, в вариантах с применением копролита и мизорина растения отличались тёмно-зелёной окраской и более развитыми побегами.

Таблиця 3

Влияние копролита на биометрические показатели растений (в среднем за 1998-2000 гг.)

Варианты	Высота растений, см	Число стеблей, шт./куст	Число клубней, шт./куст	Масса клубней, г/куст
1. Контроль	43,6	3,4	8,2	337,6
2. Навоз	47,0	3,9	7,8	400,0
3. N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	51,7	3,9	8,8	402,8
4. Навоз + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	53,5	4,2	10,6	425,4
5. Копролит 2 т/га	48,0	4,0	9,2	404,0
6. Копролит 4 т/га	49,8	4,4	9,7	443,9
7. Копролит 6 т/га	50,8	4,3	10,1	455,6
Копролит 4 т/га + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	55,6	4,6	9,8	474,1
НСП ₀₅	3,3	0,4	1,6	19,5

Обработка клубней картофеля ризосферным диазотрофом мизорином на основе *Arthrobacter misorines* на фоне 2 - 6 т/га копролита не повлияла на полевую всхожесть и сохранность растений картофеля и зависела от погодных условий.

Увеличение высоты растений на 20 - 72 мм наблюдали на всех вариантах опыта относительно контроля. Инокуляция клубней мизорином увеличила количество стеблей на 8% (табл. 4).

Таблиця 4

Влияние копролита и мизорина на биометрические показатели растений (в среднем за 1998-2000 гг.)

Варианты	Высота растений, см	Число стеблей, шт./куст	Число клубней, шт./куст	Масса клубней, г/куст
1. Контроль	43,6	3,4	8,2	337,6
2. Мизорин	45,6	3,7	7,6	386,4
3. Копролит 2 т/га	48,0	4,0	9,2	404,0
4. Копролит 2 т/га + мизорин	49,1	4,3	8,6	420,7
5. Копролит 4 т/га	49,8	4,4	9,7	443,9
6. Копролит 4 т/га + мизорин	50,7	4,6	11,5	485,7
7. Копролит 6 т/га	50,8	4,3	10,1	455,6
8. Копролит 6 т/га + мизорин	50,7	4,3	9,8	458,5
НСП ₀₅	3,1	0,3	1,3	24,9

Этот агроприём увеличил количество стеблей на фоне копролита на 0,7 - 1,2 шт./куст. Наибольшее количество стеблей (4,6 шт./куст), клубней (11,5 шт./куст) и масса одного куста (485,7 г/куст) отмечены в варианте с инокуляцией клубней мизорином на фоне копролита - 4 т/га. Между количеством стеблей и количеством клубней на один куст установлена прямая корреляционная зависимость ($r = 0,82$).

4. ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИМЕНЕНИЯ КОПРОЛИТА И МИЗОРИНА

Влияние копролита и мизорина на урожайность клубней картофеля. Самая низкая урожайность была отмечена в 1999 году. Это, по-видимому, связано не только с крайне неблагоприятным распределением осадков и температуры в вегетационный период, но и с условиями, сложившимися сразу после посадки. Урожайность картофеля в среднем была на 40 % ниже по сравнению с 1998 и 2000 гг. (табл. 5).

В годы исследований влияние отдельных видов, доз и сочетаний удобрений на урожайность клубней было неодинаковым. Применение на дерново-среднеподзолистой легкосуглинистой почве копролита в изучаемых дозах существенно увеличило урожайность

клубней картофеля в среднем за 3 года исследований. Локальное внесение даже 2 т/га копролита обеспечило такую же урожайность, как применение отдельно навоза и минеральных удобрений. Изучение возрастающих доз копролита выявило преимущество 4 т/га как в период с достаточным увлажнением, так и в засуху, что, по мнению Л.А. Христовой (1962), свидетельствует о положительном влиянии гуминовых кислот, в том числе и копролита, на засухоустойчивость растений.

Таблица 5

Влияние копролита на урожайность картофеля, т/га

Варианты	Годы			Среднее за 3 года	Прибавка	
	1998	1999	2000		тонн	%
1. Контроль	15,7	9,8	14,9	13,5	-	-
2. Навоз	17,6	13,1	17,9	16,2	2,7	20,0
3. N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	17,6	13,9	18,0	16,5	3,0	22,2
4. Навоз + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	-	14,3	20,3	17,3	3,8	28,1
5. Копролит 2 т/га	18,8	12,4	18,6	16,6	3,1	22,9
6. Копролит 4 т/га	20,2	14,6	19,9	18,2	4,7	34,8
7. Копролит 6 т/га	20,9	14,6	20,6	18,7	5,2	38,5
8. Копролит 4 т/га + N ₆₀ P ₉₀ K ₁₁₀	-	15,8	22,0	18,9	5,4	40,0
НСР ₀₅	0,7	0,5	0,6	0,6		

Максимальный урожай клубней получен от совместного внесения 4 т/га копролита с минеральными удобрениями, т. е. при применении системы удобрений с поддерживающим балансом элементов питания (табл. 5).

Окупаемость 1 т копролита при дозе 2 т/га была самой высокой и составила 1550 кг, при 4 т/га - несколько ниже - 1175 кг и при 6 т/га - наименьшей - 866 кг клубней. В то же время окупаемость 1 т навоза составила 108 кг, а 1 кг д. в. минеральных удобрений - 11,5 кг клубней.

Инокуляция семенных клубней мизорином существенно увеличила урожайность картофеля относительно контроля (табл. 6).

При увеличении дозы копролита до 6 т/га эффективность этого агроприема снижалась, по-видимому, вследствие улучшения обеспеченности почвы азотом (табл. 6).

Таблица 6

Влияние копролита и мизорина на урожайность картофеля, т/га

Варианты	Урожайность, т/га			Среднее за 3 года	Прибавка	
	1998 г.	1999 г.	2000 г.		тонн	%
1. Контроль	15,7	9,8	14,9	13,5	-	
2. Мизорин	19,1	10,2	17,4	15,6	2,1	15,5
3. Копролит 2 т/га	18,8	12,4	18,6	16,6	3,1	22,9
4. Копролит 2 т/га + мизорин	19,9	12,5	20,0	17,5	4,0	29,6
5. Копролит 4 т/га	20,2	14,6	19,9	18,2	4,7	34,8
6. Копролит 4 т/га + мизорин	22,8	15,8	21,4	19,9	6,4	47,4
7. Копролит 6 т/га	20,9	14,6	20,6	18,7	5,2	38,5
8. Копролит 6 т/га + мизорин	19,5	15,3	20,4	18,4	4,9	36,3
НСР ₀₅	0,9	0,5	0,7	0,7		

Влияние копролита и мизорина на качество клубней картофеля.

Качество пищевого картофеля определяется, прежде всего, биологической ценностью, которая зависит от содержания и соотношения в клубнях полезных и вредных веществ. При росте масштабов загрязнения окружающей среды и растениеводческой продукции различными токсическими элементами имеет большое значение оценка технологии возделывания картофеля на содержание в клубнях экотоксикантов, например, нитратов, которые весьма опасны.

В среднем за 3 года содержание нитратов изменялось в пределах 33,9 - 244,7 мг/кг и не превышало ПДК (250 мг/кг). Внесение копролита в дозах 2 - 6 т/га способствовало существенному снижению нитратного азота в клубнях картофеля по сравнению с навозом и минеральными удобрениями. С увеличением дозы копролита до 4 т/га содержание нитратов существенно уменьшалось относительно дозы 2 т/га, что, по-видимому, связано с развитием более мощной корневой системы растений картофеля (табл. 7).

Наибольшее содержание нитратного азота в клубнях (245,8 мг/кг) в среднем за 3 года отмечалось при удобрении картофеля только минеральными удобрениями. Совместное применение их с 4 т/га копролита позволило улучшить качество продукции.

Влияние удобрений на накопление сухого вещества было различным в зависимости от их вида и дозы. Внесение копролита в дозах 2 - 6 т/га существенно увеличило содержание сухого вещества по сравнению с применением навоза и $N_{60}P_{90}K_{110}$. При дозе 6 т/га отмечено некоторое снижение рассматриваемого показателя. Совместное внесение 4 т/га копролита и минеральных удобрений значительно снизило содержание сухого вещества в клубнях (табл. 7).

Таблица 7

**Влияние копролита на биохимический состав клубней картофеля
(в среднем за 1998 -2000 гг.)**

Варианты	Содержание			Сбор крахмала, тонн
	нитратов, мг/кг	сухого вещества, %	крахмала, %	
1. Контроль	33,87	22,5	16,62	2,2
2. Навоз	101,37	21,3	15,50	2,5
3. $N_{60}P_{90}K_{110}$	245,75	20,4	15,43	2,6
4. Навоз + $N_{60}P_{90}K_{110}$	224,15	23,4	14,49	2,5
5. Копролит 2 т/га	87,97	23,4	17,00	2,8
6. Копролит 4 т/га	72,02	22,2	16,78	3,1
7. Копролит 6 т/га	67,18	22,2	16,40	3,4
8. Копролит 4 т/га + $N_{60}P_{90}K_{110}$	226,50	18,0	15,14	3,3
НСР ₀₅	9,76	0,7	0,54	

Основным показателем качества клубней картофеля является содержание крахмала. В среднем за 1998 - 2000 гг. этот показатель изменялся в пределах 14,49 - 17,00 %. Внесение 2 т/га копролита обеспечило наибольшее его накопление в клубнях картофеля, хотя максимальный валовой сбор этого углевода с единицы площади был получен при использовании 6 т/га копролита (табл. 7).

Результаты 3 - летних исследований свидетельствуют, что при возделывании картофеля из инокулированных перед посевом клубней при внесении 2 - 6 т/га копролита существенно снижалось накопление нитратного азота в продукции (табл. 8).

Будучи облигатными по отношению к азоту, диазотрофы интенсивно используют его из копролита для своего начального развития и, переходя впоследствии на питание молекулярным азотом, обеспечивают более равномерное поступление азотистых соединений в растения. Как указывают О.М. Паринкина и Н.В. Ключева (1995), микроорганизмы способны фиксировать азот атмосферы посредством ассоциативных связей с корневой системой растений и тем самым закреплять его в микробной биомассе. Высвобождающийся при минерализации биологический азот более доступен для растений, чем минеральный азот.

Инокуляция семенного материала картофеля существенно не повлияла на содержание крахмала и сухого вещества в клубнях. Однако улучшение условий питания, создаваемое как за счёт применения копролита, так и вследствие инокуляции клубней картофеля мизорином, содействовала увеличению сбора крахмала и сухого вещества с 1 га. Причём наибольший эффект отмечен при возделывании картофеля инокулированными клубнями на фоне 4 т/га копролита. Увеличение дозы последнего до 6 т/га снижало этот экологический агроприём (табл. 8).

Таблица 8

Влияние копролита и мизорина на биохимический состав клубней картофеля
(в среднем за 1998 - 2000 гг.)

Варианты	Содержание		
	нитратов, мг/кг	крахмала, %	сухого вещества, %
1. Контроль	33,87	16,62	22,5
2. Мизорин	38,80	16,60	22,3
3. Копролит 2 т/га	87,97	17,00	23,4
4. Копролит 2 т/га + мизорин	70,85	16,85	22,8
5. Копролит 4 т/га	72,02	16,78	22,7
6. Копролит 4 т/га + мизорин	62,55	16,87	22,7
7. Копролит 6 т/га	67,18	16,40	22,2
8. Копролит 6 т/га + мизорин	52,86	16,45	22,2
НСР ₀₅	5,63	0,43	0,6

Экономическая и энергетическая оценка эффективности применения копролита. Локальное внесение копролита при возделывании картофеля рентабельно. Стоимость валовой продукции картофелеводства в вариантах с локальным внесением 2 - 6 т/га копролита наиболее высокая. Рентабельность производства с увеличением дозы копролита снижается с 216,7 до 136,2 %. Самая высокая рентабельность (253,3 %) при удобрении картофеля $N_{60}P_{90}K_{110}$ (табл. 9).

Таблица 9

Экономическая оценка применения копролита при возделывании картофеля в
Брянской области (среднее за 1998 - 2000 гг.)

Варианты	Чистый доход, тыс. руб./га	Рентабельность производства, %
1. Контроль	27,04	209,7
2. Навоз	32,98	220,8
3. $N_{60}P_{90}K_{110}$	34,99	253,3
4. Навоз + $N_{60}P_{90}K_{110}$	35,17	219,8
5. Копролит 2 т/га	33,60	216,7
6. Копролит 4 т/га	33,77	168,4
7. Копролит 6 т/га	31,89	136,2
8. Копролит 4 т/га + $N_{60}P_{90}K_{110}$	34,84	165,4

К экологическим агроэкосистемам предъявляется требование сестайнинга (от англ. sustainable - поддерживающий). Это означает приближение к экологическому равновесию за счёт обеспечения максимальной замкнутости циклов вещества, минимализации антропогенной энергии, повышения биологического разнообразия и его потенциальной способности к формированию полезных симбиотических связей (Муракаева, Соколов, 2000).

В результате вмешательства человека в природу дождевой червь стал «домашним животным», произошел глубокий разрыв между антропогенными технологиями и законами функционирования экологических систем. Поэтому конечный продукт жизнедеятельности этого животного - копролит - является неотъемлемой частью почвенной энергии в замкнутом круговороте веществ экосистемы.

Энергетический анализ применения копролита позволяет отметить, что его внесение под картофель эффективно. Наименее энергоемкими оказались технологии с локальным внесением 2 - 6 т /га копролита (табл. 10).

Совокупные затраты энергии в 1,05 - 1,9 раза ниже, чем при внесении традиционных удобрений. Максимальный показатель чистого энергетического дохода обеспечили варианты с внесением 4 и 6 т/га копролита. Применение копролита в этих дозах способствует в 1,1 - 1,14 раза больше накоплению энергии в урожае, чем при внесении органических и минеральных удобрений. Значительно сокращается нагрузка на экосистему. Затраты энергии на образование единицы урожая клубней уменьшаются и составляют 1,59 - 1,71 МДж/кг, в то время как с

применением традиционных удобрений – 2,05 – 2,99 МДж/га. Увеличивается биоэнергетический коэффициент посева, его максимальный показатель составляет 2,33 при локальном внесении 2 т/га копролита и несколько меньше – 2,29 при 4 т/га копролита.

Таблица 10

Энергетическая оценка применения копролита при возделывании картофеля в Брянской области (среднее за 1998 – 2000 гг.)

Варианты	Затрачено энергии, ГДж/га	Накоплено энергии в урожае, ГДж/га	Затраты энергии на 1 кг клубней, МДж	Биоэнергетический коэффициент посев
1. Контроль	22,40	49,41	1,66	2,20
2. Навоз	40,82	59,29	2,52	1,45
3. $N_{60}P_{90}K_{110}$	33,82	60,39	2,05	1,78
4. Навоз + $N_{60}P_{90}K_{110}$	51,70	63,31	2,99	1,23
5. Копролит 2 т/га	25,98	60,75	1,59	2,33
6. Копролит 4 т/га	29,10	66,61	1,59	2,29
7. Копролит 6 т/га	31,96	68,44	1,71	2,14
8. Копролит 4 т/га + $N_{60}P_{90}K_{110}$	39,80	69,17	2,11	1,74

Итак, для решения важных экологических проблем - обеспечения бездефицитного баланса гумуса в земледелии, повышения эффективного плодородия дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы, накопления энергии в урожае, сокращения антропогенной нагрузки на агроэкосистему, уменьшения затрат энергии на образование единицы урожая, увеличения биоэнергетического коэффициента посева - целесообразно производить копролит (биогумус) из навоза сельскохозяйственных животных и применять его локально при посадке картофеля как органическое удобрение в дозе 4 т/га. Существенно повысить урожайность позволит предпосадочная инокуляция клубней мизорином при дальнейшем локальном удобрении среднераннего картофеля копролитом в дозах 2 и 4 т/га.

ПОЛЯРНІСТЬ МЕТАБОЛІЗМУ КОРЕНЕВОЇ СИСТЕМИ ЯБЛУНІ В ЕКОЛОГІЧНИХ УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

В.Г. Куян

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Висвітлено особливості полярності процесів метаболізму кореневої системи яблуні в інтенсивному саду з урожайністю 30-60 т/га на основі вивчення градієнтів активності ряду окисних ферментів, нагромадження вуглеводів, азотних речовин, рухомих форм фосфору і калію в коренях різних структур і функцій залежно від їх архітектоніки в умовах дерново-підзолистих ґрунтів Полісся України.

У нашій країні проведені значні дослідження коренів при різних поживних і водно-поживних режимах (Куян, 1964; Горбатюк, 1970), особливості росту, розвитку і архітектоніки кореневої системи залежно від систем утримання, обробітку ґрунту та удобрення (Рубин, 1967; Рубин, 1985; Карпенчук, 1984), площ живлення дерев (Бурковський, 1970), конструкцій садів (Куян, 1988). біологічних особливостей підщеп (Майдебура, Сухолиткий, 1993; Пелехатий, 1995), що сприяло розвитку культури. Інтенсифікація культури яблуні шляхом зміни традиційних способів формування крон, їх об'ємів і конструкцій зумовила створення

нових типів промислових садів з щільним розміщенням дерев і значним насиченням ґрунту коренями - кількість їх на 1 м² площі живлення уже в молодих садах у дослідях, що проводились в Житомирському с.-г. інституті, становила 11719-50102 шт., у плодоносних - 78894-100745 шт., з них всисних до 88,5-89,7%. Тому пошуки шляхів оптимізації росту і розвитку кореневої системи в таких садах спонукають до поглибленого вивчення її метаболізму.

Методика досліджень. Дослідження проводились в інтенсивному саду академії (с. Велика Горбаша Черняхівського району Житомирської області). Рельєф площі саду рівнинний, підґрунтові води залягають на глибині 1,5 м, опускаючись в серпні до 1,8 м. Ґрунт дерново-середньопідзолистий супіщаний, глеуватий, на морені. Вміст часток піску становить 52,6-68,6%, пилу - 18,1-43,9% мулу - 3,6-18,0%, гумусу у верхньому горизонті - 1,4-1,6%, у нижніх - 0,1-0,6%. Вбирний комплекс досягає 7,92 мекв., причому на долю Са і Mg припадає до 7,6 мекв.; рН сольове на глибині 46-200 см становить 4,1-4,3, у верхніх горизонтах - 4,6-4,9, загального азоту - 0,030-0,80%, NO₃ - 4,7-7,2 і NH₄-2,4-3,5 мг на 100 г абсолютно сухого ґрунту, P₂O₅ - 7,22,5 і K₂O - 8,2-24,1 мг на 100 г абсолютно сухого ґрунту. Вміст вологи у кореневмісному шарі ґрунту протягом вегетації коливався в межах 12,2-20,1%.

Об'єкти досліджень - сорти яблуні Джонатан і Кальвіль сніговий на сіянцях Антонівки звичайної і МЗ у віковому періоді плодоношення і росту, площа живлення дерев - 5х4,5 м; конструкція крон - комбінована малооб'ємна поліська пальмета, яка формувалась згинанням пагонів і гілок та слабким і помірним обрізуванням рано навесні.

Проби коренів на аналізи відбирали методом вільного моноліту, відмивали, поділяли на фракції і після термічної фіксації та підготовки визначали вміст речовин: аскорбатоксидази, пероксидази і поліфенолоксидази — за методом Поволоцької і Седенко, загальний азот - за Кельдалем, білковий азот - за Барнштейном, P₂O₅ - за методом Лоренца-Шеффера, K₂O₅ - об'ємним кобальт-нітратним методом, суму розчинних цукрів і крохмаль - за методом Бертрана.

Результати досліджень. Проведені дослідження не підтвердили наявну в літературі інформацію про те, що формування крон згинанням пагонів і гілок послаблює взаємозв'язок окислювально-відновлювального режиму листків і коренів. Корені первинної будови (активні, ростові) і листки таких крон протягом вегетації мали дуже високу активність оксидаз, особливо пероксидази. У провідних коренів активність окислювальних ферментів у 2-12 разів нижча (табл.1).

Таблиця 1

Активність окислювальних ферментів у різних типах коренів яблуні сорту Джонатан (мг окисленої аскорбінової кислоти на 1 г сирової речовини)

Діаметр кореня, мм	Глибина, см	Аскорбатоксидаза				Поліфенолоксидаза				Пероксидаза			
		14.УП	к.п.	14.IX	к.п.	14.УП	к.п.	14.IX	к.п.	14.УП	к.п.	14.IX	к.п.
0,1-0,5	0-20	124,6		10,2		349,7		10,3		900,1		98,8	
0,6-1	" - "	29,9	95,81	9,7	10,2	35,1	12,62	19,8	1,02	69,9	10,51	80,1	3,27
1,1-2	" - "	1,3		0		27,7		10,1		85,0		30,2	
0,1-0,5	21-50	65,2		24,6		174,3		75,1		299,8		297,4	
0,6-1	" - "	24,8	5,25	4,9	20,50	0	6,94	0	10,1	149,7	3,76	60,2	14,21
1,1-2	" - "	12,4		1,2		25,1		7,5		79,7		20,1	

Активність оксидаз виражалась акропетальними градієнтами і дуже високими коефіцієнтами полярності (к.п.); вона значно підвищувалась від провідних коренів (1,1мм і товще) до перехідних, суберизованих (0,6-1 мм) і всисних (0,-0,5 мм), від нижніх горизонтів ґрунту до верхніх, тобто мала доцентровий напрям. Активність оксидаз у вересні значно (в 3-10 разів) нижча, ніж у липні. Подібна закономірність зміни активності окислювальних ферментів властива не лише наведеному в таблиці сорту Джонатан на насінневі прищепі, а й Кальвілію сніговому; близькі показники і аналогічні їх зміни спостерігались і у вегетативних кореневих систем, зокрема у МЗ. Необхідно відмітити, що активність ферментів у листках була значно нижчою, ніж в активних коренях, але вищою, ніж у провідних, і, крім того, виражалась протилежними -базипетальними градієнтами.

Протягом вегетації листкова поверхня дерев різного віку активно синтезувала вуглеводи, причому найбільш високий вміст цукрів (до 4,81-5,46) і крохмалю (3,85-4,65%) зафіксовано в листках пагонів зігнутих гілок, що позитивно впливало на нагромадження їх кореневою системою. Восени коренева система нагромаджувала достатню кількість вуглеводів, особливо крохмалю (табл.2), що забезпечувало активну її участь в процесах загартування і диференціації генеративних бруньок. Вміст цукрів помітно зменшувався від всисної зони кореня до провідної, тобто характеризувався акропетальними градієнтами і відносно високими коефіцієнтами полярності; у нагромадженні крохмалю чітко виражені базипетальні градієнти і відповідні їм коефіцієнти полярності. Полярний розподіл вуглеводів властивий і всій кореневій системі: у вертикальному напрямі вміст цукрів зростає знизу вгору, у горизонтальному - від периферії до центру; полярність нагромадження крохмалю виражена протилежними градієнтами.

Вміст P_2O_5 в зоні росту кореня значно менший, ніж у провідній, в активних коренях - порівняно з провідними, тобто характеризується базипетальними градієнтами; збільшення вмісту P_2O_5 в доцентровому напрямі спостерігалось в усіх вертикальних шарах ґрунту в радіусі 0-50 см від стовбура. Концентрація фосфору в різних типах коренів периферії, зокрема у радіусі 100-150 см, помітно нижча порівняно з розміщеним в центрі, що свідчить про доцентровий напрям полярності кореневої системи.

Таблиця 2

Вміст вуглеводів, фосфору і калію в насінневі кореневій системі яблуні сорту
Кальвіль сніговий

Діаметр коренів, мм	Радіус, см	Глибина, см	Цукри		Крохмаль		P_2O_5		K_2O	
			%	к.п.	%	к.п.	МГ/Г сухої речов.	к.п.	МГ/Г сухої речов.	к.п.
0,1-0,5	0-50	0-20	3,73	1,36	2,50	0,97	6,31	0,88	4,80	1,14
1,1-2	0-50	0-20	2,72		2,59		7,10		4,23	
0,1-0,5	0,50	41-60	2,85	1,09	2,15	0,52	6,12	0,93	4,11	1,36
1,1-2	0,50	41-60	2,55		4,11		6,43		3,02	
0,1-0,5	100-150	0-20	2,00	1,63	2,55	0,36	5,90	0,80	2,90	1,27
1,1-2	100-150	1,23			6,28		6,53		2,32	

Доцентрова полярність кореневої системи простежується і щодо вмісту калію, оскільки концентрація K_2O у периферійних горизонтальних провідних і всисних коренях значно нижча, ніж у розміщених в радіусі 0-50 см; доцентрова направленість полярності спостерігалась і у вертикальних коренів - концентрація значно підвищувалась від нижніх горизонтів до поверхні ґрунту. В усіх шарах ґрунту концентрація K_2O значно знижувалась від кінця до основи кореня, тобто від зони росту до провідної, від активних - до провідних коренів і виражалась акропетальними градієнтами.

Коренева система нагромаджує також значну кількість азоту, в розподілі якого чітко виражена полярність (табл. 3). Вміст загального і небілкового азоту збільшується від всисних коренів до провідних і виражений базипетальними градієнтами з досить високим ступенем поляризації, зокрема по небілковій формі азоту. Істотна полярність кореневої системи в цілому не простежується, оскільки помітної різниці між вмістом цих форм азоту в коренях

верхніх і більш глибоких шарів ґрунту, в центрі і на периферії не виявлено. Вміст білкового азоту в коренях первинної будови був досить високим і досягав 90% від загального, тоді як в провідних коренях не перевищував 30%, що може свідчити про активну синтетичну діяльність всисних коренів. Концентрація білкового азоту в коренях характеризувалась акропетальними градієнтами і високим коефіцієнтом полярності. Полярність вмісту білкового азоту в кореневій системі в цілому мала відцентрований напрям - від поверхні вглиб, від центру - до периферії. Слід відмітити, що в листках полярних метамерів вільноростучих і зігнутих пагонів вміст загального азоту був більш високим, але також виражався базипетальними градієнтами, які свідчать про достатнє азотне забезпечення рослин; в тканинах кори і деревини добре простежувались акропетальні градієнти. Полярний розподіл загального азоту в листках знаходиться у тісному зв'язку з водним і поживним режимами ґрунту і може мати різні градієнти, тоді як концентрація білкового азоту завжди характеризувалась акропетальними градієнтами.

Таблиця 3

Вміст форм азоту в різних типах коренів яблуні сорту Кальвіль сніговий

Діаметр коренів, мм	Глибина, см	Радіус, см	Форма азоту						Білковий, загальний, %
			загальний		білковий		небілковий		
			%	к.п.	%	к.п.	%	к.п.	
0,1-0,5	0-20	0-50	1,45	0,90	0,73	1,74	0,72	0,61	50,3
1,1-2	0-20	0-50	1,61		0,42		1,19		26,0
0,1-0,5	41-60	0-50	1,32	0,81	1,20	2,83	0,12	0,10	90,9
1,1-2	41-60	0-50	1,60		0,42		1,18		26,4
0,1-0,5	0-20	100-150	1,46	0,94	1,31	2,82	0,15	0,14	89,7
1,1-2	0-20	100-150	1,56		0,46		1,10		29,5

Вищенаведені фрагменти досліджень деяких процесів метаболізму в корневих системах яблуні властиві насадженням з високим рівнем технології, оптимальним водним і поживним режимами, раннім (з 3-5-го року) вступом у плодоношення і відносно високою (30-60 т/га) урожайністю. Згинання пагонів і гілок до горизонтального, дугоподібного чи дугоподібно-пониклого положення в оптимальних кількісних їх межах не порушує природної полярності процесів метаболізму в кореневій системі і різних типах коренів та корелятивних зв'язків з надземною частиною і заслуговує впровадження в усіх конструкціях садів яблуні не лише в період формування крон, а й після його закінчення, особливо в роки з послабленим закладанням генеративних бруньок.

УДК 632.937.12:595.7

БІОЛОГІЧНИЙ ЗАХИСТ РОСЛИН ЯК ФАКТОР ОПТИМІЗАЦІЇ ФІТОСАНІТАРНОГО СТАНУ НА ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЯХ

В.Ф. Дрозда
В.М. Чайка,
О.О. Бахмут

Україна, Інститут захисту рослин УААН

Пропонуються оригінальні технології захисту плодового саду, овочевих культур, складовою частиною яких є біопрепарати та ентомофаги. Сумісне їх використання забезпечує захист культур з мінімальним застосуванням хімічних засобів. Технології доцільно впроваджувати на забруднених радіонуклідами територіях.

За останні роки орієнтація галузі захисту рослин суттєво змінилась у напрямку її біологізації та екологізації. В результаті фундаментальних та прикладних досліджень, виконаних в Інституті захисту рослин УААН, інших галузевих інститутах, на зміну концепції інтенсивного хімічного захисту рослин на основі широкого використання пестицидів без належної оцінки фітосанітарного стану сільськогосподарських насаджень з'явилась нова концепція інтегрованого захисту рослин. Вона сполучає використання усіх відомих методів, переважно нехімічних, використання хімічних на принципах їх економічності та екологічності з врахуванням фітосанітарного стану сільськогосподарських насаджень. Зміна орієнтації на переважне використання нехімічних методів пов'язана з новими науковими розробками стосовно небезпечної дії пестицидів на людину та біоресурси, а також із зростаючими можливостями біологічного захисту рослин. Суттєвий вплив на тенденції та рівень розвитку біологічного захисту рослин в Україні мають нові економічні умови – загальна криза економіки та аграрного сектора.

Доцільність та необхідність використання біологічних засобів зумовлюється також ситуацією, що склалась внаслідок Чорнобильської катастрофи. Відомо, що радіація та хімічні пестициди - явища несумісні. Інтенсивне використання пестицидів підсилює радіаційні ефекти. В Україні площі земель з щільністю забруднення цезієм-137 понад 1 Ки/км² становлять близько 9 млн. га, а це 74 райони в 12 областях. На цих територіях розташовано 2294 населених пункти, де проживає понад 2578 тис. осіб, у т.ч. 662 тис. дітей. Радіонуклідами забруднено майже 3,1 млн. га орних земель. В зв'язку з високим рівнем забруднення, а це понад 40 Ки/км², із господарського користування вилучено понад 1800 тис. га с.-г. угідь. Законодавчо в Україні дозволено використовувати понад 200 найменувань пестицидів. Проте досі в технологіях вирощування культур біологічні засоби (мікробіологічні та гормональні препарати, ентомофаги) не мають юридичного статусу. Як це не парадоксально, але значна частина наукових розробок, що забезпечує реалізацію екологічно-безпечних технологій вирощування переважно плодових та овочевих культур, залишається невикористаною. А це цілий спектр біопрепаратів – бактеріальні, грибні та вірусні. Саме вони ефективні проти комплексу шкідників плодових та овочевих культур, питома вага яких серед інших лускокрилих шкідників перевищує 40%. В Інституті захисту рослин УААН створено ряд оригінальних біопрепаратів, обґрунтовано їх використання як проти активних стадій шкідників, так і діпаузонних. Це такі препарати як боверин, пециломін (Лаппа, Гораль, 1992). Розроблено оригінальні технології сумісного використання бактеріальних, вірусних, грибних препаратів та ентомофагів – трихограми, аскогастера, мікродуса в системах захисту плодового саду та насаджень капусти (Дрозда, 1996; Лаппа, Дрозда, Гораль, 1997).

Зокрема, реалізація запропонованих технологій передбачає використання хімічних засобів тільки в екологічно-безпечні періоди – рано навесні, до початку цвітіння та активної діяльності ентомофагів. Встановлено, що проти комплексу довгоносиків в саду ранньої весни ефективним є використання бітоксикациліну. Сумісна його дія з природними ентомофагами

забезпечує високий (69,7-78,5%) рівень ефективності. Запропоновано локальне використання вірину ЕНШ проти непарного шовкопряду шляхом обробки яєць, що перезимували. Такий захід, крім безпосередньої винищувальної дії на гусениць, що відродились, приводить до довготермінового стримування чисельності шкідника. Проти комплексу листокруток, інших лускокрилих, ефективним є використання бактеріальних препаратів.

Шкодочинність яблуневої плодожерки обмежують шляхом ретельного феромоніторингу, поетапним випуском трихограми – спеціалізованих форм на початку яйцекладки, з наступним застосуванням аскогастера, котрий уражає сформовану у яйці гусеницю. Ефективність цих прийомів становить 49,6-58,2%. Проти гусениць плодожерки, що відродились, використовують вірин ГЯП, або лепідоцид. Сумісна дія усіх заходів забезпечує ефективність на рівні 88,9-90,7%.

Досить ефективним та технологічним є використання біологічного препарату гаупсин, створеного в Інституті захисту рослин УААН. Унікальність його полягає у тому, що він виявляє високий рівень ефективності як у відношенні до плодожерки, так і до збудника парші яблуні. Розроблені умови застосування гаупсина в системі захисту саду. Оригінальна частина розробки полягає у використанні біопрепарату пециломіну проти діапauзонних гусениць плодожерки. Обробка місць заляльковування плодожерки призводить до 68,5-74,5% загибелі гусениць. Розробки оригінальні, не мають аналогів, захищені патентами України (Дрозда, 1997; Дрозда та ін., 1998, 1999; №205535; №30704; №31386).

Складовою частиною систем захисту насаджень капусти є використання видів роду трихограма, попередньо вирощених в лабораторії. Високо життєздатні стартові популяції трихограми отримували шляхом спрямованої дії морфогенами – нативними та модифікованими ДНК, РНК, їх аналогами та попередниками, шляхом безвекторної передачі спадкової інформації. Трихограма, вирощена в такий спосіб, характеризувалась підвищеною рухомою активністю та пошуковою здатністю. Вона закріплювалась в агроценозах, розмножувалась, конкурувала за хазяїв, створювала екологічну нішу. У комплексі з біопрепаратами в районах, забруднених радіонуклідами, трихограма ефективно стримувала шкодочинність совок та біланів. Внаслідок цього, об'єм використання хімічних засобів знижувався на 35-50%, що сприяло інтенсивному розвитку природного комплексу ентомофагів.

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПОПУЛЯЦІЙ САДОВИХ ЛИСТОКРУТОК (LEPIDOPTERA, TORTRICIDAE) В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

В.Ф. Дрозда,
В.М. Чайка

Україна, Інститут захисту рослин УААН, м. Київ

Встановлено, що у садах зони відчуження ЧАЕС на плодових деревах та супутніх рослинах мешкає 48 видів листокруток, у тому числі 35 видів трофічно пов'язаних з яблунею. Листокрутки можуть бути розділені на дві групи: ранньовесняні та пізньовесняні. Певне значення в їх чисельності відіграють ентомофаги, видовий склад яких нараховує понад 300 видів.

Значну частину колишніх с.-г. угідь зони відчуження ЧАЕС займають плодові насадження. Це переважно зерняткові насадження – різноманітні сорти яблуні різних строків визрівання, серед яких переважають зимові сорти: Бойкен, Джонатан, Ренет Семиренко, Кальвіль сніговий. Дерева і досі періодично плодоносять, хоча і функціонують вже 15 років у “вільному” режимі. Садові насадження – складова частина однієї з ланок загального

сукцесійного процесу, характерною ознакою якого є реантропогізація рослинного покриву. Загальною закономірністю автогенної сукцесії земель зони відчуження є зміна популяцій видів з різними типами стратегій рослин. Характерною особливістю цього періоду є суттєве підвищення біологічного різноманіття та продуктивності фітоценозів. Колишні промислові сади на низькорослих підщепах зазнають активної експансії з боку чагарникових та дерев'янистих порід. Специфічним є формування тваринного світу, комплексу членистоногих плодових садів зони. Відсутність будь-якої господарської діяльності, перш за все обрізки дерев, рихлення міжрядь, використання засобів захисту, визначили досить сприятливі умови для функціонування чисельних груп комах та кліщів.

В результаті наших багаторічних досліджень в садах зони відчуження встановлено, що на плодових деревах, супутніх дерев'янистих рослинах та чагарниках виявлено 48 видів листокруток, у тому числі 35 відмічено як такі, що трофічно пов'язані з яблунею.

Для порівняння відмітимо, що у промислових садах за межами зони відчуження живляться та завдають шкоду 11-18 видів листокруток. Результати вивчення видового складу листокруток були отримані такими методами: прямим обліком гусениць та лялечок, виловом метеликів на статеві атрактанти. Порівняльний аналіз показав, що сполучення цих методів дає об'єктивну уяву стосовно сукупності видів, що заселяють садові біоценози та їх чисельному співвідношенні.

Серед комплексу садових листокруток найбільш чисельною є група фітофагів, що об'єднує 24 види. В умовах зони відчуження вони переважно моноциклічні. Сади зони ЧАЕС знаходяться на початкових стадіях вторинної сукцесії. Характерною особливістю якої є інтенсивне наростання дикорослих дерев – ясен, дуб, клен, граб, береза, липа та чагарників – ліщина, горобина, бузина. Спостерігається також велике різноманіття трав'янистих рослин, переважно злакових. Така видова строкатість засвідчує, що відсутність будь-якої господарської діяльності створила умови для розвитку та поширення комплексу листокруток, де поруч з моно- та олігофагіями розвиваються і поліфагії з широкою трофічною спеціалізацією. Життєва стратегія більшості з них підпорядкована К-відбору, що характеризується визначальними екологічними нішами, близькому до фундаментальних стабільною чисельністю, відсутністю високоспеціалізованих видів ентомофагів. Види, К-стратегі адаптовані до стабільних передбачуваних умов, в яких швидкість росту популяцій не суттєва. Суттєве значення мають умови, що сприяють створенню стабільної структури популяцій. Прихований спосіб життя гусениць та імаго більшості видів, поодинокі у просторі яйцекладка у плодожерок, розтягнутий літ у часі дозволяє досить успішно уникати жорсткого контролю з боку досить чисельних видів паразитів та хижаків.

Дослідження фенології гусениць показало, що за строками розвитку спорідненості до фенофази кормових рослин та характеру пошкоджень вони можуть бути поділені на дві групи: ранньо- та пізньовесняні види. Представники першої групи пошкоджують яблуню з початку настання фенофази формування бутонів до обстеження залишкової зав'язі. Максимальна щільність їх популяцій відмічається у фенофази утворення бутонів – рожевий бутон. Пізньовесняні види активно живляться в період цвітіння – обсіпання залишкової зав'язі. Неспівпадання в строках розвитку комплексу ранньовесняних видів відносно листокруток другої групи зберігається і на наступних етапах фенології. Масове заляльковування гусениць та літ метеликів представників першої групи спостерігається на 12-15 днів раніше, ніж у пізньовесняних видів. Покоління пізньовесняних видів, що перезимувало, активно живиться в період обсіпання залишкової зав'язі – початку росту плодів. Характер пошкодження вегетативних та генеративних органів яблуні листокрутками цієї групи дещо інший у порівнянні з ранньовесняними видами. Генерація, що перезимувала, пошкоджує окремі листки, зав'язь та квіти. Основну шкоду листокрутки цієї групи завдають в період дозрівання урожаю.

Видовий склад ентомофагів листокруток досить значний. Це переважно комахи із загонів Hymenoptera та Diptera, а також інші безхребетні та хребетні, усіх понад 300 видів. Нашими дослідженнями встановлена незначна регулююча роль хижаків (жужелиці, хижі клопи, коцинеліди, серфіди, золотоочки, павуки) в обмеженні чисельності листокруток. Ентомофагів листокруток зони відчуження можна поділити на паразитів яєць, переважно види роду *Trichogramma*, яйце-личинкових паразитів – 7 видів, паразитів гусениць – понад 100, гусенично-лялечкових – 19, паразитів лялечок – 14. За рівнем паразитування переважала група первинних паразитів. Спостерігалась також значна кількість первинно-вторинних паразитів.

Отже, популяції листокруток садових насаджень зони відчуження мають сприятливі екологічну та трофічну ніші. Чисельність їх контролює значна кількість паразитів, які в свою чергу регулюються паразитами 2-го порядку.

ВПЛИВ ДОБРИВ ТА СПОСОБІВ ОСНОВНОГО ОБРОБІТКУ НА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СИСТЕМІ ҐРУНТ – РОСЛИНА

Ю.А. Білявський,
Н.Я. Кривіч,
Т.М. Мислива

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Наводяться дані досліджень впливу органічної та органо-мінеральної з половинною нормою туків системи удобрення в порівнянні з традиційною на вміст важких металів в ґрунті та зерні озимої пшениці

Орні землі, так само як і інші, піддаються техногенному забрудненню.

До факторів, що забруднюють довкілля, часто відносять і хімізацію землеробства, зокрема використання мінеральних, органічних добрив, вапнування. Добрива, як джерело живлення рослин і збільшення урожайності, вивчені давно, а як фактор, що впливає на вміст важких металів в ґрунті і рослинах, досліджується порівняно недавно і дані суперечливі.

У стаціонарному досліді ДААУ, який був закладений на сірих опідзолених ґрунтах у 1990 р., у восьмипільній польовій сівозміні вивчали вплив органо-мінеральної системи удобрення з повними нормами туків (традиційна – контроль), органо-мінеральної системи удобрення з половинними нормами туків та органічної (без мінеральних добрив) системи удобрення на оранці та безполицевих способах основного обробітку на вміст важких металів (ВМ) в ґрунті та в зерні озимої пшениці (табл.).

У наших дослідках найвища утримуюча здатність сірого опідзоленого ґрунту щодо таких важких металів – як Cu, Zn, Mn, Cd, Co проявилась на органічній системі удобрення, що пояснюється більшою ємністю поглинання та зменшенням кислотності ґрунту при впровадженні цієї системи удобрення в сівозміні. Валовий вміст свинцю дещо вищий на органо-мінеральній системі удобрення з повними нормами туків.

У зерні озимої пшениці, що була вирощена на варіантах з використанням органічної та органо-мінеральної системи удобрення з половинною нормою туків, в порівнянні з контролем, вміст ВМ (за винятком Cu) зменшився. На оранці вміст Zn зменшився на 0,1 - 2,7 мг/кг, Mn – 1 – 3 мг/кг, Cd – 0,004 - 0,01 мг/кг, Pb – 0,062 – 0,191 мг/кг, Co - 0,11 – 0,16 мг/кг. На безполицевих способах основного обробітку це зменшення сягало відповідно 0,8-6,1 мг/кг; 1,0-6,0 мг/кг; 0,04-0,13 мг/кг; 0,066-0,187 мг/кг; 0,12-0,27 мг/кг. На накопичення важких металів у зерні озимої пшениці вплинули й способи обробітку ґрунту. За всіх систем удобрення при проведенні безполицевого обробітку ґрунту вміст важких металів в зерні підвищувався. Для марганцю, цинку, кадмію найбільших величин він досяг при проведенні плоскорізного обробітку, міді, свинцю, кобальту – при проведенні дискування. Головна причина – це підкислення ґрунту та збільшення внаслідок цього рухомості важких металів.

Критичних рівнів вмісту важких металів в зерні озимої пшениці не виявлено. На всіх варіантах зерно відповідало санітарно-гігієнічним нормам.

Для порівняння зазначимо, що поглинання ВМ із ґрунту озимою пшеницею на різних системах та способах основного обробітку ґрунту користувалися коефіцієнтом біологічного поглинання (КБП) важких металів в системі “рослина-ґрунт”.

Це показник того, наскільки хімічний елемент за даних умов може поглинатися рослиною. Одержані дані засвідчили, що застосування органічної та органо-мінеральної з половинною нормою туків систем удобрення в сівозміні значно перевищує традиційну щодо

зниження надходження Zn, Cd, Pb, Co, Mn і поступається такій за надходженням Cu. Проявляється тенденція збільшення поглинання ВМ зерном на безполіцевих способах основного обробітку ґрунту.

Таблиця 1

Вміст важких металів в ґрунті та зерні озимої пшениці, коефіцієнт їх накопичення залежно від систем удобрення та способів основного обробітку ґрунту (середнє 1998-2000рр.)

Варіант	Обробітку		Оранка (контроль)			Плоскорізний обробіток			Дискування			ГДК
	Удобрєння		1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Со	КБП		0,082	0,061	0,045	0,087	0,062	0,042	0,088	0,054	0,035	
	зерно	мг/кг	0,42	0,34	0,24	0,45	0,33	0,24	0,46	0,28	0,19	1,0
	грунт		5,1	5,06	5,35	5,16	5,35	5,01	5,2	5,18	5,42	50
Рb	КБП		0,028	0,023	0,008	0,028	0,024	0,010	0,029	0,024	0,011	
	зерно	мг/кг	0,256	0,194	0,067	0,269	0,203	0,082	0,278	0,208	0,094	0,3
	грунт		9,30	8,45	8,10	9,55	8,60	8,25	9,45	8,88	8,65	32
Cd	КБП		0,062	0,044	0,026	0,070	0,062	0,028	0,066	0,057	0,038	
	зерно	мг/кг	0,018	0,014	0,008	0,023	0,019	0,010	0,022	0,018	0,012	0,03
	грунт		0,29	0,32	0,31	0,33	0,31	0,36	0,34	0,32	0,32	3
Mn	КБП		0,133	0,127	0,111	0,112	0,111	0,009	0,166	0,105	0,104	
	зерно	мг/кг	38,0	37,0	35,0	36,0	35,0	30,0	34,5	32,5	32,5	44
	грунт		285	291	314	320	315	324	297	309	312	1500
Zn	КБП		0,91	0,86	0,76	0,90	0,85	0,75	0,97	0,84	0,70	
	зерно	мг/кг	24,8	24,7	22,1	25,8	25,0	21,1	26,8	24,2	20,4	50
	грунт		27,4	28,6	29,0	28,7	29,3	28,2	27,5	28,8	29,1	100
Cu	КБП		0,26	0,26	0,33	0,33	0,31	0,38	0,28	0,29	0,39	
	зерно	мг/кг	2,20	2,20	2,90	2,70	2,65	3,25	2,25	2,45	3,45	10
	грунт		8,35	8,45	8,85	8,20	8,45	8,45	8,10	8,55	8,80	55

Примітка: 1 – органо-мінеральна система удобрення з повною нормою НРК – контроль; 2 – органо-мінеральна система удобрення з половинною нормою НРК; 3 – органічна система.

ПРОБЛЕМИ РАДІОЕКОЛОГІЇ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВІТЧИЗНЯНИХ НАТУРАЛЬНИХ АНТИОКСИДАНТІВ

**Л.Г. Москаленко,
Б.Л. Беренштейн,
В.Е. Дияк,
В.В. Бородай**

**Україна, Національний медичний університет ім. О.О.Богомольця, Національний
аграрний університет, АПФ “Славія”**

*У статті висвітлюються результати наукових досліджень ефективності
застосування натуральних антиоксидантів в умовах радіоактивного забруднення.*

Аварія на ЧАЕС призвела до погіршення складної техногенної та екологічної ситуації в багатьох регіонах України. Спеціалісти – екологи, медики, фармацевти - сходяться на тому, що людство впритул наблизилось до фатальної межі, за якою життя зруйнованих природних систем стане неможливим і поховає під своїми уламками всі інші проблеми. Отже, у нас немає

іншого шляху, ніж швидкий і загальний перехід до нової моделі політико-економічної діяльності, визначальною рисою якої стане глобальний екологічний пріоритет. Що, звісно, вимагає від державних і міжнародних органів рішучих і скоординованих дій.

На тлі несприятливого екологічного становища, яке склалося на сьогодні в Україні, активізуються і виникають різноманітні збудники хвороб. Зокрема, гельмінтози чи туберкульоз, що дедалі частіше зустрічається в наших співвітчизників і набирає загрозливого для нації характеру. Тим актуальніше стає використання біологічно активних добавок (БАД) для профілактики захворювань та поповнення дефіциту необхідних організму речовин, вітамінів, рослинних харчових волокон. Використання природних захисних біологічно-активних речовин – зародків пшениці, спіруліни, клітковини, сиропів шипшини з рослинними полінаповнювачами – дедалі частіше застосовують у всіх цивілізованих країнах світу. Рослинні клітини природних БАД еволюційно близькі до наших клітин, процеси біосинтезу в них проходять аналогічно енергетичним та хімічним реакціям у людини, що сприяє усуненню клітинних пошкоджень. Крім того, у нас в Україні є вдосталь лікарських трав.

Радіопротекторні препарати, що мають загальну протидію радіації й разом з тим нейтралізуючий ефект, розробляються авторами протягом 15 років. Експериментально-клінічні дослідження варіантів профілактики радіаційних порушень доводять закономірну ефективність антиоксидантів. Традиційним стало використання “Зародки злакові пшеничні”, до складу яких входять 12 природних вітамінів-антиоксидантів (β-каротин, С, Е, F), 18 амінокислот, з яких 10 є незамінними, 21 макро- та мікроелементів (К, Са, Se, Р), які випускає науково-виробнича фірма “Славія” БАД.

Також нами сумісно з спеціалістами Національного медичного університету ім. О.О.Богомольця, Київської медичної академії післядипломної освіти ім. П.Л.Шупіка виробляється “Сорбент природний” на основі полізлакових рослинних волокон, в складі яких клітковина, целюлоза, пектин, лігнін, комплекс природних вітамінів групи В. Дослідження “Сорбенту природного” дозволили застосовувати його для профілактики канцерогенезу прямої кишки, активації роботи шлунка та поглинання холестерину.

З 2000 року нами проводиться робота із збагачення злакових БАД (як основних матричних продуктів) медичними грибами шіі-таке та лін-чі (рей-ші), отриманими в Україні методом біотехнології Інститутом ботаніки та фірмою “Біотек”. Абсолютна нетоксичність, високий ступінь біологічної активності та терапевтична ефективність дозволила об’єднати “Зародки злакові пшеничні” та “Сорбент природний” з медичними грибами в композиційний фітопродукт. Навіть недовге використання дозволяє відмітити значну біомедичну активність полісахаридів грибів та злакових фітопродуктів. Це виражається в підвищеній працездатності, інтелектуальній активності, вираженій антистресовій дії, активному відновленню імунітету, суттєвому адаптогенному впливу та нормалізації рівня холестерину.

Використання хімічних протекторів або радіозахисних хімічних сполук в еферентній терапії не задовольняє ні дослідників, ні клініцистів через токсичну дію цих сполук, властивості акумулюватися в організмі, їх побічної дії. Загрозливий стан здоров’я нації (в тому числі контингенту репродуктивного віку), зростання ендокринних захворювань змушує займатися пошуком нових ефективних вітчизняних натуральних антиоксидантів.

УДК 63.551.633.2

СИСТЕМНИЙ ПІДХІД В РАДІОЕКОЛОГІЧНОМУ МОНІТОРИНГУ

В.П. Фещенко,
Ю.В. Сорока,
С.А. Устяк.

Україна, Інститут сільського господарства Полісся УААН

Комплексний моніторинг радіоекологічної ситуації та динамічних змін на угіддях потребує системного підходу для своєчасного і правильного застосування контрзаходів

Одним з найактуальніших питань, що постало перед людством, є питання екології, зокрема радіаційної безпеки людей. Наукові дані екологічного стану переконують у тому, що екологічні проблеми загострюються. Необхідні кардинальні заходи щодо визначення та ліквідації заподіяної природі шкоди.

Україна, на відміну від розвинутих країн світу, залишається державою з найвищими показниками антропогенних і техногенних навантажень на природне середовище. Вчених екологів не може не хвилювати поглиблення екологічної кризи, руйнуючий вплив діяльності людини на природні екосистеми у процесі сільськогосподарського виробництва. Забруднення природних і сільськогосподарських угідь важкими металами, наявність великої кількості в трофічних ланцюгах радіонуклідів, хімічних речовин, ерозія ґрунтів, забруднення гідросфери безповоротна загибель флори і фауни – ці та інші негативні явища втрачають локальний характер.

На превеликий жаль, кількість екологічних катастроф на Землі збільшується. За масштабами завданої шкоди аварія на Чорнобильській атомній станції належить до найбільш техногенних в історії людства.

Викид радіоактивних речовин спричинив не тільки велику щільність, а також привів до забруднення значних територій. Поряд з короткоживучими радіонуклідами в навколишнє середовище попали у великій кількості довгоживучі радіонукліди, які згубно впливають на екологію величезного регіону планети.

Особливо специфічного характеру ця проблема набуває в суміжних регіонах України, Білорусі та Росії, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС. Це пояснюється важким соціально-економічним становищем цих держав та значними територіями, які виявилися забрудненими радіонуклідами. Враховуючи величезні відстані переносу радіоактивних речовин, забруднення набуло глобального характеру.

Внаслідок катастрофи забруднено 9 млн.га території дванадцяти областей України, в тому числі 3,5 млн.га сільськогосподарських угідь і майже 2 млн. га ріллі, що привело до вилучення із господарського користування 180 тис.га сільськогосподарських угідь та 157 тисяч гектарів лісів, обмеження можливостей агропромислового виробництва і лісгосподарського користування.

Загальна чисельність населення України, яке постраждало, враховуючи ліквідаторів перевищує 3,5 млн. осіб, серед яких близько 1,5млн. дітей. У 1986-2000 роках із 112 населених пунктів зони відчуження та обов'язкового відселення переселено понад 150 тис. осіб.

Детальним обстеженням території Житомирської області встановлено, що забруднено 9 районів: Овруцький, Малинський, Олевський, Ємільчинський, Коростенський, Лугинський, Новоград-Волинський, Народицький, Володар-Волинський. Загальна площа забруднення становить близько 1,3 млн. га, в т.ч. майже 600 тис. га сільськогосподарських угідь, 735 населених пунктів опинилися в зоні радіоактивного забруднення.

На цій території проживає 401283 особи, в тому числі у зоні (II) безумовного обов'язкового відселення 7775 чол. та в зоні (III) гарантованого добровільного відселення 212454 чол. та зоні (IV) посиленого радіологічного контролю 181054 чоловіки.

Виходячи із цього, постає важлива, державного значення проблема забезпечення радіологічної безпеки населення, яке проживає на забруднених територіях, згідно із Законами

України “Про статус території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС”, “Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи”. Ця проблема значно загострюється в Поліській зоні в зв’язку з несприятливими в радіоекологічному плані природними умовами, зокрема типові для зони ґрунти мають набір властивостей, кожна з яких окремо підвищує доступність радіонуклідів рослинами (легкий гранулометричний склад, низька гумусність, невисока сорбційна здатність і ємність поглинання, кисла реакція ґрунтового розчину тощо). Це явище зумовлене наявністю в Поліссі геохімічної провінції з дуже низьким вмістом у ґрунтах, особливо торфових, слюдистих мінералів та інших специфічних сполук, які здатні зв’язувати іони радіонуклідів. Таким чином, цей регіон відрізняється високим надходженням Cs - 137 в організм людини через продукти харчування, особливо м’ясо-молочну продукцію, що негативно впливає на здоров’я людей. Наприклад, за даними Житомирського обласного медичного управління в останні роки збільшився показник смертності від захворювань системи кровообігу та зросли показники з новоутворень в забруднених районах (до 2-х разів). Аналогічні результати отримано по Київській та Рівненській областях.

Враховуючи, що продукція рослинництва та тваринництва дає основне 80-90% дозове навантаження на населення, а також високу частку природних та напівприродних екосистем в структурі землекористування Полісся, яка досягає 30-40%, була розроблена комплексна програма радіоекологічного моніторингу /який передбачає контроль-діагностику-прогноз-управління/ в забруднених районах. Мета її полягає у виявленні параметрів радіоекологічного стану в аграрному виробництві, проведенні контролю й аналізу виробництва продукції, яку споживає населення та виявлення основних чинників, від яких залежить формування дозових навантажень на населення, а також розробки контрзаходів з урахуванням комплексу факторів для запобігання перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини.

Об’єктом моніторингу є одно- та багаторічні агроценози різного напрямку використання (рілля, луки, пасовища), в т.ч. і напівприродного типу, на яких були вжиті окремі заходи радіопротекторної дії або комплекси заходів; крім того, проводяться дослідження на територіях, що в силу певних причин не зазнали впливу вказаних заходів. Об’єкти моніторингу розташовані в різних зонах радіоактивного забруднення (II-IV зони) на переважаючих в регіоні дерново-підзолистих і торфових ґрунтах. Також обов’язковим є дослідження продукції з даних агроценозів і продуктів харчування тваринного походження, які отримані при використанні продукції з даних угідь, досліджується лісова продукція. Таким чином створені умови для відслідкування руху та перерозподілу радіонуклідів в харчових ланцюгах, вплив на ці процеси застосовуваних контрзаходів та інших суттєвих факторів.

Зокрема багаторічний моніторинг /1991-2000 років/ лукопасовищних угідь дозволяє зробити висновки, що на накопичення радіонуклідів в продукції впливає багато чинників, а саме: тип ґрунту, його фізико-хімічні властивості, гідрологічний режим, ботанічний склад травостою, інтенсивність використання пасовищ та їхня біологічна продуктивність тощо (рис.1).

Застосування контрзаходів, спрямованих на блокування активності радіонуклідів (перезалуження, внесення сорбентів, добрив, вапнування та інших), дало суттєві позитивні результати на торфово-болотних /зниження коефіцієнту переходу радіонуклідів в товарну продукцію в 3-10 разів/ і бідних на поживні речовини дерново-підзолистих ґрунтах /до 3,5 рази/. Окрім того, перераховані заходи дозволили збільшити продуктивність угідь на 17-63% та покращити якість кормів. При цьому слід зауважити, що подібні заходи слід проводити регулярно, оскільки їхня дія обмежується, як правило, терміном в 4-6 років. Крім того, найбільший ефект дає комплексне застосування зазначених контрзаходів у відповідних співвідношеннях для кожного конкретного випадку.



Рис.1. Основні чинники, які впливають на формування КП

Для прикладу порівняємо ефективність та тривалість дії деяких контрзаходів на дерново-підзолистих ґрунтах. Зазначимо, що в даному випадку ми вводимо поняття “коефіцієнт пропорційності”, де за “одиницю” прийнято забруднення продукції з угідь, що не зазнавали будь-яких контрзаходів, крім того нами не враховувався “ефект розбавлення”, тобто цей фактор вичленений.

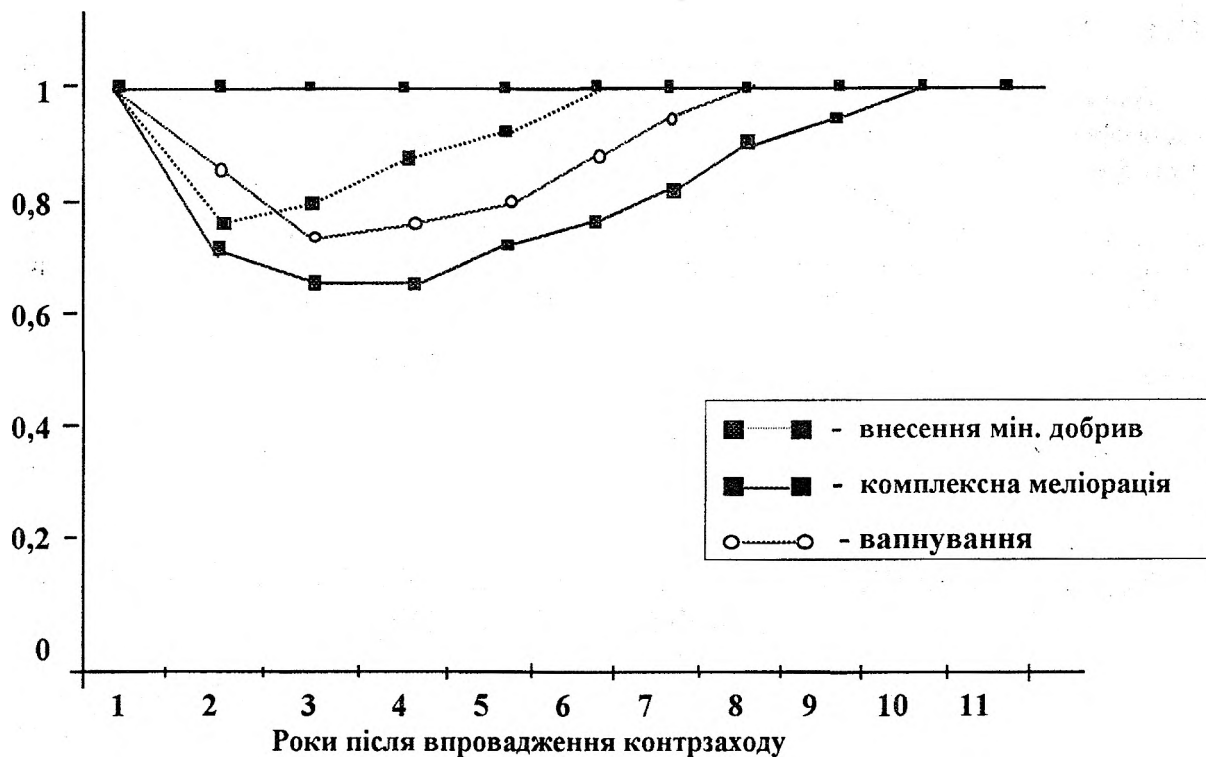


Рис. 2. Динаміка забруднення радіонуклідами лукопасовищної продукції після внесення мінеральних добрив на дерново-підзолистих ґрунтах.

Як видно з рис.2 мінімальний коефіцієнт пропорційності при внесенні мінеральних добрив знаходиться в межах 0,75. При цьому найбільша ефективність досягається в першому польовому сезоні після даного заходу, який до цього ж відзначається нетривалістю дії (фактично до 3-х років). При вапнуванні коефіцієнт знижується до 0,7, досягаючи мінімуму на другий рік після внесення, тривалість дії – до 6 років. Найбільш ефективною є комплексна (корінна) меліорація як за ефективністю радіопротекторної дії (протягом перших п'яти років коефіцієнт не перевищує 0,8), так і за її терміном (до 8 років). Однак матеріальні витрати на проведення цих заходів відрізняються в декілька разів і при цьому найбільш ефективний захід є одночасно і найбільш витратним.

Отже, в наш час актуальним є питання зниження затрат та проведення контрзаходів, спрямованих на покращання радіаційних характеристик продукції сільського господарства. Це питання є наріжним каменем в побудові всього комплексу перерахованих вище заходів, оскільки, враховуючи нинішню економічну ситуацію, більшість господарств просто не має можливості їх запроваджувати. Про це свідчить недостатність та недосконалість прийнятих контрзаходів, які проводяться в більшості випадків некомплексно та безсистемно.

Крім того, існуюча методика радіологічної паспортизації майже не вдосконалювалася з 1991 року. На жаль, вона сьогодні не забезпечує адекватної оцінки радіаційної ситуації в специфічних умовах Полісся.

За останні роки після відносної стабілізації намітилося її погіршення. Перевищення контрольних рівнів вмісту радіоцезію в тваринницькій та рослинницькій продукції фіксується в значній кількості зразків (11-34% в залежності від району та виду продукції).

Змодельований середньозважений річний раціон мешканця забрудненої зони (з урахуванням даних статистичних досліджень, викладених в Бюлетні Міністерством статистики України) та ступінь його забруднення. При цьому виходили як з максимально можливого надходження радіоцезію в організм людини, так і фактичного його надходження. Встановлено, що фактичний вміст радіоцезію в річному раціоні мешканця Правобережного Полісся України складав від 41,7 кБк до 638,1 кБк на людину, тоді як за ДР-1998, розрахунковий гранично допустимий вміст повинен складати 54,1 кБк (згідно з вимогами ТДР-91 -387 кБк).

Отже, з продуктами харчування в організм людини надходження радіоцезію є в 10 і навіть в 100 разів вищим, ніж в доаварійний період. Враховуючи довготривалість поставарійного періоду, ця проблема має глобальний соціально-медичний аспект, який потребує обов'язкового подальшого розширеного вивчення.

Незважаючи на значний обсяг досліджень, виконаних до і після Чорнобильської аварії в галузі сільськогосподарської радіоекології, радіаційної медицини і гігієни та інших напрямках, проблема внутрішнього опромінення населення не вирішена, і тому на початку нового тисячоліття виникли техногенні обставини, що вимагають об'єднання багатofакторності, різно-галузевих представників наукової думки на нове комплексне вирішення екологічної глобальної ситуації.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ АГРОЛАНДШАФТОВ ЮГО-ЗАПАДА РОССИИ

Е.В. Просяников,
З.Н. Маркина

Россия, Брянская госсельхозакадемия,
Россия, Брянский центр «Агрохимрадиология»

Наведено результати багаторічних досліджень стану агроландшафтів Південно-західного регіону Росії. Починаючи з 1978 року, на типологічних групах агроландшафтів був закладений ключовий моніторинговий полігон, який включає 30 стаціонарних ділянок.

Дана екологічна характеристика агроландшафтів досліджуваного регіону до аварії на Чорнобильській АЕС та після аварії. Наведені дані з надходження радіонуклідів в продукцію рослинництва до та після аварії.

С развитием атомной промышленности и испытаниями ядерного оружия возникла проблема глобального загрязнения биосферы радиоактивными изотопами. 26 апреля 1986 года произошла атомная авария в центре Европы на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), которая отнесена

к глобальной техногенной катастрофе. В настоящее время сельскохозяйственные территории в той или иной степени загрязнены радионуклидами глобальных выпадений.

Пройдя ряд физико-химических трансформаций, выпавшие радионуклиды стали неотъемлемой техногенной составляющей загрязнённых агроландшафтов. Поэтому в регионах, загрязнённых радиоактивными веществами, наиболее актуальным в решении экологических задач является изучение радиоэкологического состояния агроландшафтов и разработка концепции ведения растениеводства в XXI веке.

В Брянской области, наиболее пострадавшей в России в результате чернобыльской катастрофы, создана сеть стационарных ландшафтных участков радиоэкологического мониторинга. Начиная с 1978 года, изучаются особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах агроландшафтов и закономерности перехода радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию. Материалы и результаты исследований применимы для всех агроландшафтов, расположенных в Белорусской и Среднерусской провинциях Южно-таёжной подзоны и в Украинской и Среднерусской провинциях зоны серых лесных почв.

В ходе изучения природных условий и приёмов земледелия в разных регионах страны В.В. Докучаев, его ученики, последователи и современники А.Н. Краснов (1880), А.А. Измаильский (1937, 1949), П.А. Костычев (1951), Г.И. Танфильев (1953), А.И. Воейков (1957), Г.Н. Высоцкий (1960) пришли к убеждению: человек, работающий на земле, всегда и всюду имеет дело не с отдельными природными телами, а с их сложным комплексом - ландшафтом. В широком понимании географический ландшафт представляет собой природный территориальный комплекс, а в узком - конкретную территорию, однородную по своему происхождению, истории развития и неделимую по зональным и незональным признакам, обладающую единым геологическим фундаментом, однотипным рельефом, общим климатом, единообразным сочетанием гидротермических условий почв, биоценозов. Агроландшафт - это трансформированный сельскохозяйственным производством природный ландшафт, как правило, сохраняющий его исходные границы (Николаев, 1992).

Природная ландшафтная структура региона сложна и многообразна. Она оказывает значительное влияние на освоение и хозяйственное использование сельскохозяйственных земель, что, в первую очередь, должно учитываться при мониторинговых исследованиях, особенно радиохимикоэкологических. Учёными Московского госуниверситета им. М.В. Ломоносова в регионе выделено 77 контрастных природных ландшафтов, объединённых в 7 типологических групп, из которых большая часть - агроландшафты: эрозионно-денудационные, ополья, предполья, предполесья, полесья, моренные и речные долины.

В 1978 г. во всех типологических группах агроландшафтов региона был заложен ключевой мониторинговый радиоэкологический полигон, включающий 30 стационарных участков, которые имеют форму квадрата 100×100 м. На каждом из них закладывали основной полнопрофильный разрез, в котором проводили подробный морфологический анализ почвенных профилей и отбирали почвенные образцы по генетическим горизонтам. По диагонали мониторинговых участков ежегодно отбирали буром смешанные почвенные образцы из пахотного и подпахотного горизонтов. Вес смешанного образца для радиохимического и γ -, β -спектрометрического анализов составлял 1,5 - 2 кг. Отбор смешанных проб растений проводили в фазу технической спелости с тех же площадок, на которых отбирали почвенные образцы. Вес растительного образца для проведения радиохимического и γ -, β -спектрометрического анализов ^{90}Sr и ^{137}Cs составлял 2 кг для зерновых, зернобобовых и трав; 5 - 8 кг - для пропашных, овощных и плодовых культур.

При анализе неоднородных по информативности и размерности признаков, характеризующих природные и антропогенные особенности агроландшафтов, применяли многомерный статистический анализ, позволяющий установить скрытые, но объективно существующие закономерности. Этот анализ заключается в определении главных компонент по результатам расчёта корреляционных зависимостей. Они масштабируются так, что сумма квадратов признаков равняется их собственному значению и связано с дисперсией. Это позволяет определить общность каждой главной компоненты с остальными рассматриваемыми признаками ландшафта.

Ординация агроландшафтов в координатах главных компонент даёт возможность осуществить переход от 6-мерного пространства исходных признаков к 2-мерному. По корреляционной матрице выделяются два собственных числа и собственных вектора, которые наиболее значимы для построения двух координат V_1 и V_2 . В системе координат двух главных

компонент в виде лучей распределяются изучаемые признаки. Длина луча характеризует вес каждого признака в данной компоненте.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ АГРОЛАНДШАФТОВ ДО АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Агроландшафты юго-запада России в той или иной степени загрязнены радионуклидами дочернобыльского и особенно чернобыльского происхождения. Среди них особого внимания требуют наиболее опасные загрязнители агроэкосистем долгоживущие ^{137}Cs и ^{90}Sr . Антропогенный «цезиевый период» будет продолжаться ещё около трёхсот лет.

Большинство попавших в агроландшафты радионуклидов аккумулируются и трансформируются в почве. Именно она является вторичным и основным источником поступления радиоактивных веществ в продукцию растениеводства и далее в организм сельскохозяйственных животных и человека. Известно, что различные почвы неодинаково передают радионуклиды растениям.

Почвы изучаемых агроландшафтов до аварии на ЧАЭС обладали невысоким и неодинаковым плодородием. По содержанию гумуса они располагались в следующий убывающий ряд: эрозионно-денудационные ландшафты (2,50 %), ополья (2,45 %), полесья (2,02 %), ландшафты речных долин (1,58 %), предполесья (1,56 %), моренные ландшафты (1,37 %), предполесья (1,27 %). Характеризовались повышенным содержанием подвижных фосфатов, средним и повышенным содержанием обменного калия, близкой к нейтральной и нейтральной реакции среды, средним содержанием обменного кальция.

Восьмилетние наблюдения за изменением содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах агроландшафтов до аварии на Чернобыльской АЭС свидетельствуют об их заметном варьировании. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в 20-сантиметровом слое почв агроландшафтов в 1978 - 81 и 1982 - 85 годах было невысоким и варьировало соответственно по периодам лет в следующих пределах: 1,54 - 3,23 и 1,16 - 1,64; 1,0 - 2,79 и 1,83 - 2,88 кБк/м². Минимальное содержание ^{137}Cs отмечалось в почвах эрозионно-денудационных ландшафтов. Значительное варьирование содержания ^{137}Cs наблюдали в почвах пойменных ландшафтов. Почвы остальных ландшафтов содержали относительно одинаковое количество ^{137}Cs .

Распределение ^{90}Sr в системе агроландшафтов происходило несколько иначе. Минимальное его содержание обнаружено в предполесьях. Полесье и предополье выделились во вторую группу по загрязнению, а в третью – все остальные ландшафты. Содержание ^{90}Sr колебалось от 2,12 до 2,79 кБк/м². Максимум его концентрирования обозначился в опольях.

Математический анализ целого ряда параметров почвенного плодородия в дочернобыльский период позволил выделить две главные компоненты - глобального дочернобыльского стронциевого загрязнения и кальциевую компоненту, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа – ополья и эрозионно-денудационные ландшафты; вторая – предополья, полесья и моренные ландшафты; третья – предполесья; четвертая - ландшафты речных долин (рис. 1).

В дочернобыльский период поступление радионуклидов в продукцию растениеводства было предопределено особенностями почв региона и сельскохозяйственных культур.

В зерне озимой ржи содержание ^{137}Cs колебалось от 0,4 в эрозионно-денудационных до 1,2 Бк/кг в полесских ландшафтах, а ^{90}Sr от 0,9 в опольских до 2,9 Бк/кг в моренных ландшафтах. Различия в накоплении между ландшафтами составили по ^{137}Cs 5,2, а по ^{90}Sr – 3,1 раза.

В зерне озимой пшеницы содержание ^{137}Cs составляло 0,4 в эрозионно-денудационных и 1,2 Бк/кг в полесских ландшафтах. Менее всего ^{90}Sr накапливалось в предопольских ландшафтах (1,3 Бк/кг), а большее всего – в предполесьях (3,4 Бк/кг). Вариабельность величин накопления в зерне озимой пшеницы ^{137}Cs составила 2,9, а ^{90}Sr - 2,6 раза.

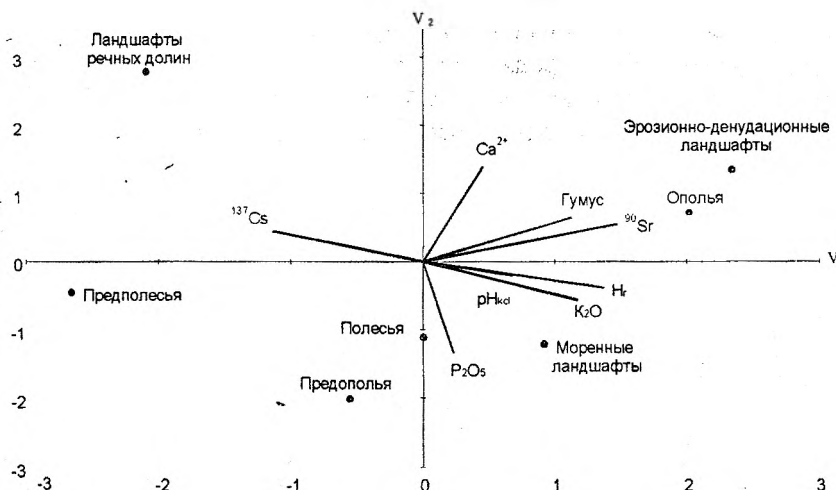


Рис. 1. Ординация типологических групп агроландшафтов по агрохимическим свойствам почв (среднее за 1978-85 гг.)

Яровые зерновые культуры (овес и ячмень) накапливали несколько меньше радионуклидов в урожае, чем озимые. Вариабельность величин ^{137}Cs у ячменя – 0,3 – 1,2 Бк/кг или 3,8 раза, у овса – 0,7 – 1,8 Бк/кг или 2,5 раза. Накопление ^{90}Sr в зерновых культурах выше, чем ^{137}Cs .

Типологические группы агроландшафтов различаются по накоплению радиостронция в ячмене в 4,9, а в овсе – в 2,9 раза.

Картофель среди продовольственных культур меньше всего накапливал радионуклиды. Содержание ^{137}Cs в клубнях, выращенных в опольях, составляло 0,3 Бк/кг, а в моренных ландшафтах – 0,7 Бк/кг. Меньше всего ^{90}Sr накапливалось в моренных ландшафтах (0,2), а больше в предопольях (3,9 Бк/кг). Агроландшафты различались по переходу ^{137}Cs в клубни картофеля 2,3, а ^{90}Sr – 16,6 раза. Поступление ^{90}Sr в картофель в большинстве агроландшафтов было выше, чем ^{137}Cs . Однако, в полевых и моренных ландшафтах превалировало поступление ^{137}Cs над ^{90}Sr .

Кормовые культуры по накоплению ^{90}Sr значительно различались. В зеленой массе смеси кукурузы с подсолнечником его содержание составляло 19,4 Бк/кг. Минимальная величина накопления была отмечена у люпина – 2,1 Бк/кг. Содержание радиоцезия в кормовых культурах было примерно одинаковое во всех типологических группах агроландшафтов и варьировало от 1,1 до 1,6 Бк/кг.

До аварии на Чернобыльской АЭС в изучаемых агроландшафтах больше накапливалось радионуклидов корнеплодами кормовой свёклы, чем сахарной. Агроландшафты различаются по накоплению ^{137}Cs в корнеплодах сахарной свёклы по сравнению с кормовой в 1,2 – 3,2 раза, ^{90}Sr – в 2,1 – 3,6 раза.

Сеянные многолетние травы незначительно накапливали ^{137}Cs во всех типологических группах ландшафтов. Накопление ^{90}Sr превышало содержание ^{137}Cs в сене в 5-15 раз.

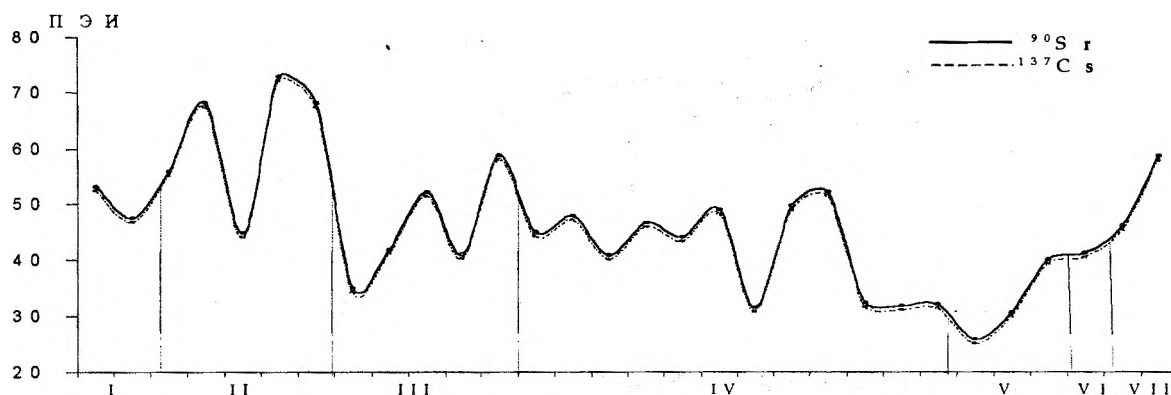
Естественные многолетние травы занимали особое положение. В них содержание ^{137}Cs превышало его накопление сеянными травами I укоса в 15 – 33, а II укоса – 23 – 60 раз. Поступление ^{90}Sr в фитомассу трав естественных кормовых угодий находилось на уровне накопления его сеянными многолетними травами.

Почвенно-экологическая оценка агроландшафтов до аварии на ЧАЭС.

В Почвенном институте им. В.В. Докучаева разработана методика и технология почвенно-экологической оценки, позволяющая определить почвенно-экологический индекс (ПЭИ), который основывается на целом ряде интегральных природных показателей (географическое расположение, климатические, геоморфологические, литологические, гидрологические и другие факторы), характеризующих не только почву и почвенный покров территории, но и агроландшафт в целом. Поэтому её, по нашему мнению, можно использовать для экологической оценки агроландшафтов. Технология расчётов ПЭИ позволяет также

учитывать различные антропогенные воздействия на агроландшафт, в том числе и радиационные (Просяников, 1995).

В доаварийный период изучаемые агроландшафты по почвенно-экологической оценке распределялись следующим образом (рис. 2).

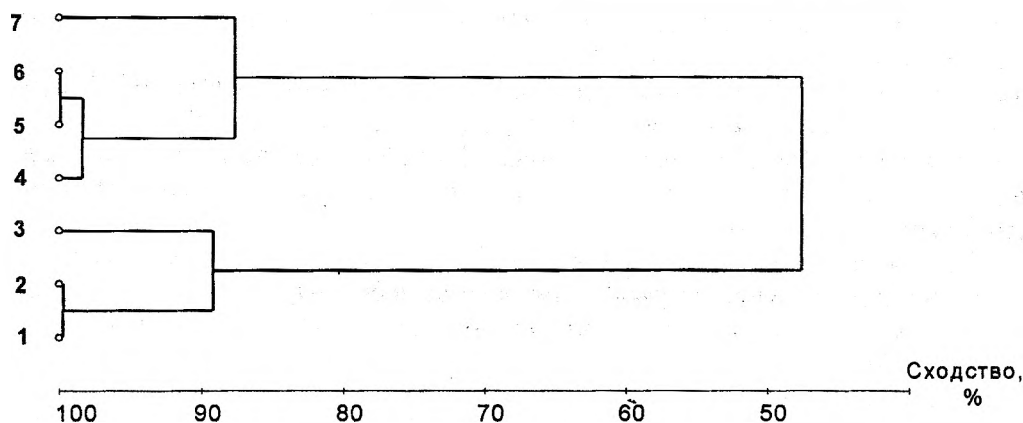


Типологические группы ландшафтов:

I – эрозионно-денудационные; II – ополья; III – предополья; IV – предполесья;
V – полесья; VI – моренные; VII – речные долины

Рис. 2. Почвенно-экологическая оценка агроландшафтов до аварии на ЧАЭС

Почвенно-экологическая оценка агроландшафтов на территории региона исследований до аварии на ЧАЭС позволила объединить их в следующие три группы: I – эрозионно-денудационные, ландшафты речных долин, ополья; II – предополья, предполесья, моренные ландшафты; III - полесья (рис. 3).



Агроландшафты:

1 – эрозионно-денудационные; 2 – речные долины; 3 – ополья; 4 – предополья; 5 – предполесья; 6 – моренные; 7 – полесья

Рис. 3. Почвенно-экологическая группировка агроландшафтов до аварии на ЧАЭС

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ АГРОЛАНДШАФТОВ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Учеными подсчитано, что аварийный чернобыльский выброс только по цезию-137 равнялся трёмстам Хиросимам (Тараканов, 1998).

По данным Минсельхозпрода РФ на 1 января 1997 г., радиоактивному цезиевому загрязнению подверглись 3603,58 тыс. гектаров (11,8 %) сельхозугодий. Наибольшие площади и плотности загрязнения распространены в Брянской области. Здесь радиоактивное загрязнение

агроландшафтов привело к серьёзному нарушению нормального темпа работ в сельском хозяйстве, но не остановило их. В области было выведено из сельскохозяйственного оборота более 17 тыс. га угодий, полностью прекратили сельскохозяйственную деятельность три колхоза в Красногорском и Новозыбковском районах, в 47 хозяйствах были существенно изменены специализация и структура посевных площадей.

Создавшаяся после чернобыльской катастрофы радиэкологическая обстановка потребовала проведения масштабных противорадиационных мероприятий. За период с 1986 по 1990 годы только в юго-западных районах Брянской области было глубоко перепахано 180 тыс. га сельскохозяйственных угодий, внесено калийных удобрений на площади 245,5 тыс. га, профосфоритовано 104,1 тыс. га, произвестковано 202,4 тыс. га, проведено коренное улучшение сенокосно-пастбищных угодий на площади 97,6 тыс. га.

Применение высоких доз органических, минеральных, в первую очередь, калийных удобрений и известковых материалов способствовало изменению параметров почвенного плодородия (табл. 1).

В поставарийный период в эрозионно-денудационных ландшафтах возросли pH_{kcl} , содержание гумуса и подвижного фосфора, уменьшились гидролитическая кислотность и содержание обменного кальция, содержание обменного калия не изменилось.

В опольских агроландшафтах величина pH_{kcl} практически не изменилась, несколько уменьшилась гидролитическая кислотность, содержание кальция и сумма поглощенных оснований. Основные параметры плодородия – содержание гумуса, фосфора, калия – значительно улучшились.

В предопольях pH_{kcl} не изменился, увеличилось содержание подвижного фосфора, обменного калия и гумуса, уменьшились гидролитическая кислотность и содержание кальция.

Таблица 1

Изменение агрохимических показателей почв агроландшафтов
после аварии на ЧАЭС

Типологические группы ландшафтов	pH _{kcl}		P ₂ O ₅		K ₂ O		Гумус, %	
			мг на100 г почвы					
	I	II	I	II	I	II	I	II
Эрозионно- денудационные	6,6	5,8	14,2	25,8	15,7	15,8	2,50	2,90
Ополя	5,9	5,8	17,2	31,0	15,5	24,1	2,45	2,81
Предополья	6,2	6,3	19,6	27,1	17,3	20,2	1,27	1,80
Предполесья	5,9	5,8	18,4	24,8	10,8	14,6	1,56	1,70
Полесья	6,6	6,6	22,0	31,9	11,9	17,8	2,02	2,79
Моренные ландшафты	6,6	6,7	19,3	24,6	15,7	6,8	1,37	2,15
Речные долины	6,2	6,0	9,4	12,2	10,7	7,4	1,58	2,00

Таблица 1 (окончание)

Типологические группы ландшафтов	Н _r		Ca ²⁺		S	
	мг-экв на 100 г почвы					
	I	II	I	II	I	II
Эрозионно-денудационные	1,8	1,30	11,3	10,6	20,4	19,4
Ополья	2,1	1,70	9,8	5,6	21,8	17,0
Предополья	1,6	0,78	4,8	5,2	10,8	11,6
Предполесья	1,9	1,00	6,9	5,1	8,7	7,9
Полесья	1,9	0,70	6,4	5,6	13,6	18,5
Моренные ландшафты	1,1	0,27	7,4	7,5	22,4	22,2
Речные долины	1,3	0,94	11,5	7,6	21,6	25,6

I – до аварии; II – после аварии

В предполесьях и полесьях величина pH_{kcl} осталась без изменений, уменьшилась гидролитическая кислотность и содержание кальция, увеличилось содержание подвижных фосфатов, обменного калия, гумуса.

В моренных ландшафтах и речных долинах уменьшилось содержание обменного калия и гидролитическая кислотность. pH_{kcl} сохранился на доаварийном уровне, увеличилось содержание подвижного фосфора, гумуса и сумма поглощенных оснований. Уменьшение содержания обменного кальция отмечено в моренном ландшафте.

Активное применение после аварии на ЧАЭС высоких доз извести позволило сохранить в агроландшафтах близкую к нейтральной и нейтральную реакцию почвенной среды, значительно уменьшить гидролитическую кислотность и увеличить сумму обменных оснований.

Отмечено заметное уменьшение содержания кальция в почвах ополей и в речных долинах.

Увеличение объёмов фосфоритования и внесения повышенных доз калийных удобрений привело к заметному повышению содержания подвижного фосфора в почвах всех типологических групп агроландшафтов региона и увеличению содержания обменного калия в почвах ополей, предополей, предполесий и полесий.

В моренных ландшафтах и речных долинах, где не применяли повышенных доз калийных удобрений, содержание обменного калия значительно снизилось, произошло уменьшение этого показателя от среднего к низкому, что впоследствии приведёт к увеличению накопления радионуклидов в продукции растениеводства.

Систематические наблюдения на ключевых мониторинговых стационарных участках свидетельствуют не только о неравномерности загрязнения агроландшафтов в начальный период, но и о значительном снижении активности по мере удаления от момента аварии (рис.4).

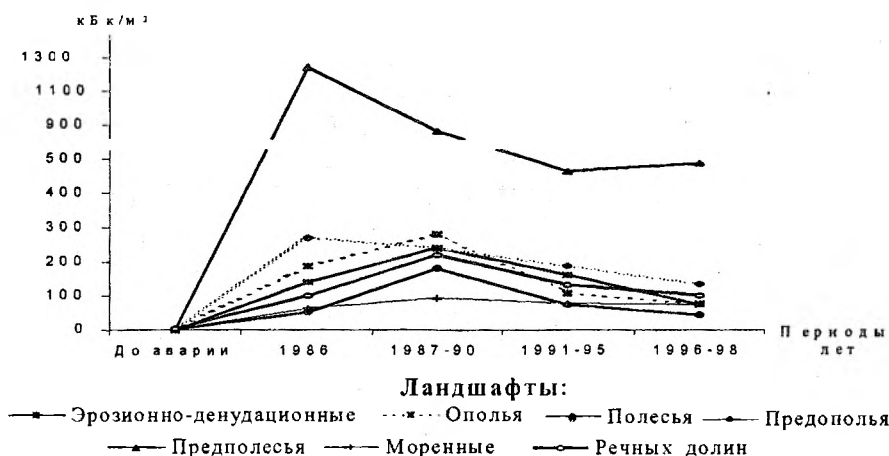


Рис. 4. Динамика загрязнения почв агроландшафтов ^{137}Cs

По отношению к доаварийному периоду увеличение содержания ^{137}Cs в почвах агроландшафтов колебалось от 29 (полесья) до 747 раз (предполесья). В 1987-90 гг. наблюдали увеличение содержания радиоцезия в пяти группах агроландшафтов, что обусловлено вторичным перераспределением их по территории вследствие перемещения водных и воздушных потоков. Возможно и дополнительное выпадение радионуклидов из атмосферы, которая стала своеобразным резервуаром радиоактивных аэрозолей.

К концу 1990 года в регионе сформировалось относительно равномерное цезиевое загрязнение. Содержание ^{137}Cs колебалось от 93,6 в моренных ландшафтах до 882,8 кБк/м^2 в предполесьях. Превышение величин доаварийного периода составляло 52 – 186 раз. Начиная с 1991 года наблюдается улучшение радиоекологической ситуации в агроландшафтах, что связано с естественным распадом коротко-, средне- и частично долгоживущих радиоизотопов, проведением комплекса защитных мероприятий и перераспределением радионуклидов в радиальном и латеральном направлениях. В настоящее время содержание ^{137}Cs в почвах агроландшафтов колеблется от 42,9 в полесьях и до 486,5 кБк/м^2 в предполесьях.

Чернобыльское загрязнение ^{90}Sr превысило его доаварийное содержание в агроландшафтах в 4,4 – 25,6 раз (рис. 5).



Рис. 5. Динамика загрязнения почв агроландшафтов ^{90}Sr

Максимальное увеличение ^{90}Sr прослеживалось в опольских и предполесских ландшафтах. Необходимо отметить, что в предполесьях, расположенных в юго-западной части Брянской области, обнаружены микропятна с содержанием ^{90}Sr до 74 кБк/м².

В 1996-98 годах содержание ^{90}Sr в почвах агроландшафтов находилось на уровне доаварийных величин, кроме предполесских, где величина превышения составляла 5 раз.

Изучение особенностей распределения ^{137}Cs по профилю почв агроландшафтов показало, что независимо от группы ландшафтов основное количество радионуклида сосредоточено в верхнем генетическом горизонте, где он прочно связывается с органическим веществом и глинистыми минералами (рис. 6).

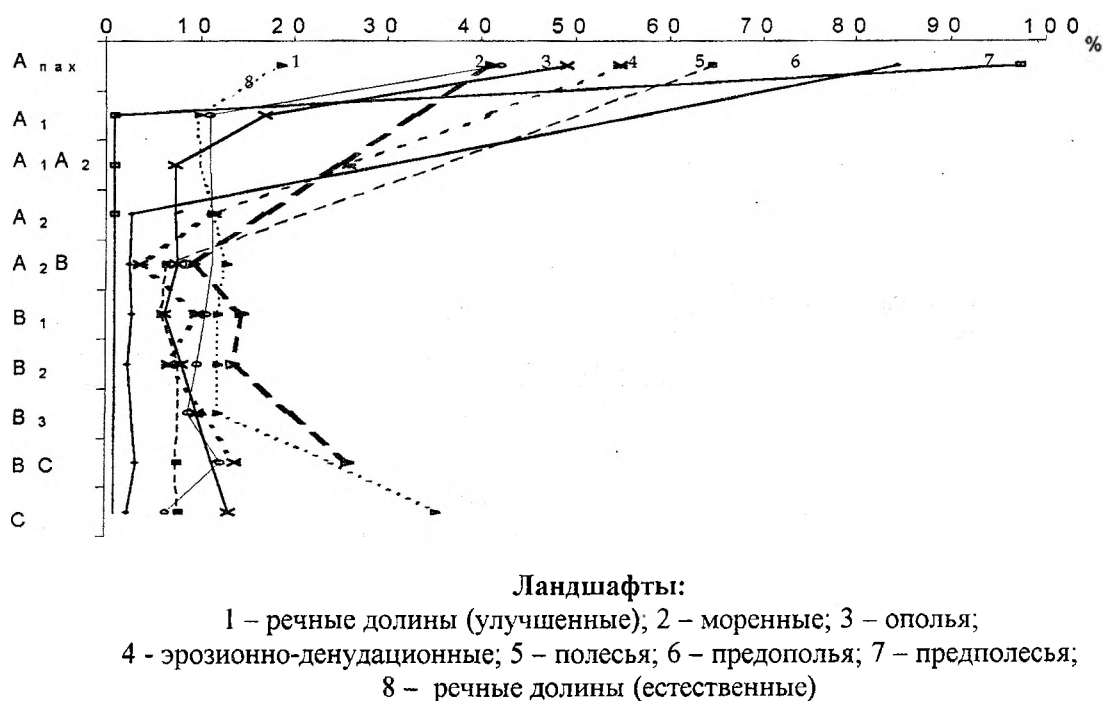


Рис. 6. Распределение ^{137}Cs по профилю почв агроландшафтов

В почвах агроландшафтов наблюдается вертикальная миграция радиоцезия вплоть до материнской породы. В некоторых опольских и предполесских ландшафтах установлены вторичные зоны аккумуляции его на глубине 50-120 см. В условиях значительного радиоактивного загрязнения этот процесс маскируется высоким содержанием ^{137}Cs в верхнем генетическом горизонте почв (рис. 6).

Математический анализ параметров почвенного плодородия с учётом цезиевого загрязнения в постчернобыльский период позволил выделить среди них две главные компоненты - содержание обменного калия и аварийное радиоактивное загрязнение ^{137}Cs , а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа - ополья, эрозивно-денудационные ландшафты, полесья и моренные ландшафты; вторая - предополья и ландшафты речных долин; третья - предполесья (рис. 7).

Анализ параметров почвенного плодородия с учётом стронциевого загрязнения в постчернобыльский период позволил выделить среди них две главные компоненты - содержание обменного калия и реакция почвенной среды, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа - ополья и эрозивно-денудационные ландшафты; вторая - предполесья и ландшафты речных долин; третья - предополья, полесья и моренные ландшафты (рис. 8).

Радиоизотопы цезия и стронция, выпавшие на территории региона, не вызвали заметных повреждений растений, однако в урожае сельскохозяйственных культур они накапливаются в значительных количествах во всех группах агроландшафтов.

В 1986 году для зерновых культур и многолетних трав преобладающим было поверхностное загрязнение, для пропашных культур - как поверхностное, так и корневое.

Наиболее загрязненными оказались посевы озимой ржи в предопольях. Содержание радиоцезия в зерне составляло 310 Бк/кг, что в 337 раз превышало доаварийный уровень. Менее загрязненным оказался ячмень (23 Бк/кг) в эрозивно-денудационных ландшафтах.

Загрязнение радиостронцием также было неравномерным. Из зерновых культур наиболее загрязнена озимая рожь в предопольях (46 Бк/кг) и кукуруза (109 Бк/кг) в опольях. Уровень загрязнения по озимой ржи превышал доаварийный в 40 раз, по кукурузе - в 14 раз.

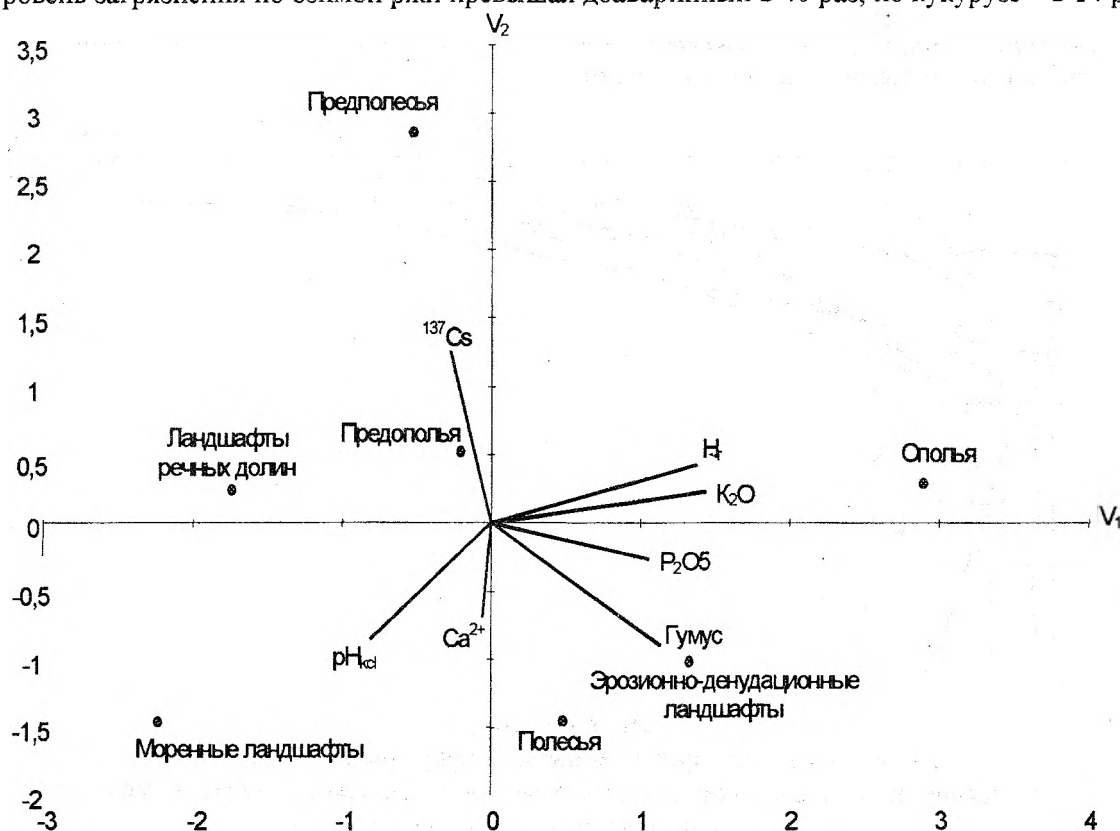


Рис. 7. Ординация агроландшафтов по агрохимическим показателям с учетом чернобыльского цезиевого загрязнения

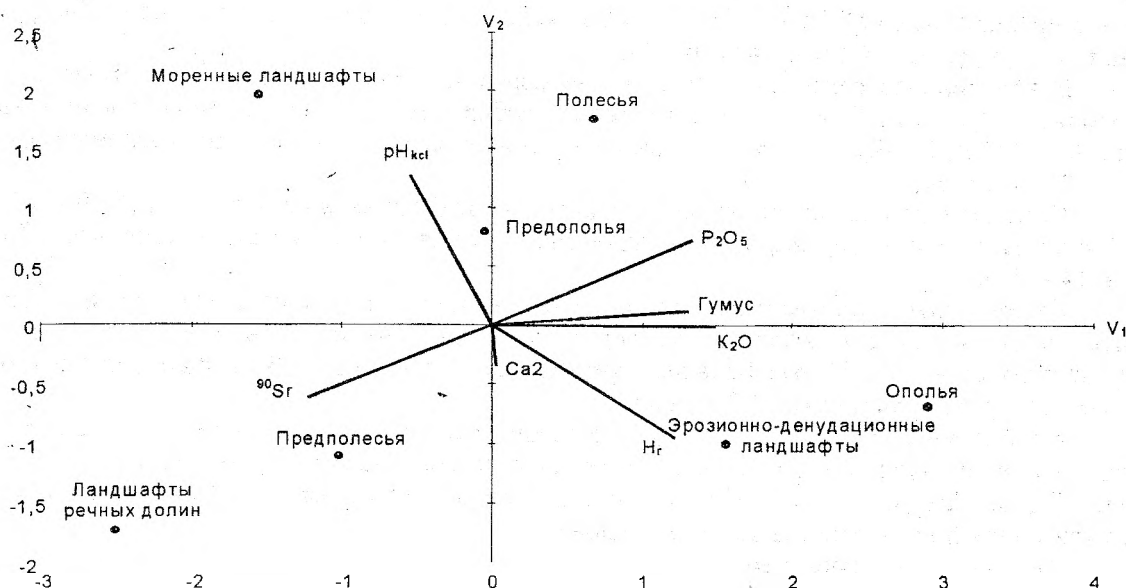


Рис. 8. Ординация агроландшафтов по агрохимическим показателям с учётом черновильского стронциевого загрязнения

В 1986 году формирование урожая картофеля проходило при отсутствии глубинного загрязнения. Максимально загрязненными клубни были в предполесьях, где осела основная масса радиоактивных веществ.

Загрязнение трав радионуклидами зависело от количества и времени их выпадений. Так как наибольшее количество радиоактивных осадков выпало в юго-западной части региона, то здесь загрязнение фитомассы трав было максимальным как на пахотных (408 Бк/кг), так и на естественных (534 Бк/кг) кормовых угодьях. Аналогичная ситуация складывалась и по ^{90}Sr . Вследствие поверхностного загрязнения его содержание в 1 кг сена составляло 533 Бк, что в 38 раз превышало доаварийный уровень.

Через 10 лет после катастрофы на ЧАЭС (1996-98 гг.) вследствие распада коротко-, средне- и частично долгоживущих радионуклидов, развития миграционных процессов и проведённого комплекса агротехнических и агрохимических мероприятий, а также преобладания корневого поступления содержание ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур заметно снизилось во всех типологических группах ландшафтов.

В зерне озимой ржи содержание ^{137}Cs колебалось от 15,2 Бк/кг в предопольях до 41,4 Бк/кг в опольях, а ^{90}Sr от 0,9 в полесьях до 4,4 Бк/кг в предполесьях. Различия в накоплении между ландшафтами составили по ^{137}Cs 2,7, а по ^{90}Sr – 5,0 раз.

В зерне озимой пшеницы содержание ^{137}Cs составляло 3,7 в полесьях и 16,2 Бк/кг в опольях. Менее всего ^{90}Sr накапливалось в опольях (0,8 Бк/кг), а большее – в моренных ландшафтах (2,7 Бк/кг). Вариабельность величин накопления в зерне озимой пшеницы ^{137}Cs составила 4,4, а ^{90}Sr – 3,4 раза.

В зерне ячменя менее всего накапливалось ^{137}Cs и ^{90}Sr в эрозионно-денудационных ландшафтах (13,5 и 0,3 Бк/кг соответственно), а большее всего – в предопольях (17,1; 4,1 Бк/кг соответственно). Вариабельность величин накопления в зерне ячменя ^{137}Cs составила 1,3, а ^{90}Sr – 14,0 раз.

В зерне овса ^{137}Cs содержалось 7,4 в моренных и 38,0 Бк/кг в опольских ландшафтах. Менее всего ^{90}Sr накапливалось в полесьях (0,6 Бк/кг), а большее всего – в моренных ландшафтах (3,2 Бк/кг). Вариабельность величин накопления в зерне ячменя ^{137}Cs составила 5,1, а ^{90}Sr – 5,3 раза.

В клубнях картофеля меньше всего накапливалось ^{137}Cs (3,7 Бк/кг) в предопольях, ^{90}Sr – 0,2 Бк/кг в опольях. Наибольшее накопление радиоцезия отмечалось в предполесьях – 14,8 Бк/кг, а радиостронция – в эрозионно-денудационных ландшафтах – 6,8 Бк/кг. Агроландшафты различались по переходу ^{137}Cs в клубни картофеля в 4,0, а ^{90}Sr – 34,0 раза.

В зеленой массе кукурузы наименьшее накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr отмечалось в опольях (9,2; 2,1 Бк/кг соответственно), наибольшее накопление ^{137}Cs было в предопольях (188,7 Бк/кг),

а ^{90}Sr – в предполесьях (9,7 Бк/кг). Различия в накоплении радионуклидов по агроландшафтам составили 20,5 раз по ^{137}Cs и 4,6 раза по ^{90}Sr .

В корнеплодах сахарной свёклы наименьшее накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr отмечалось в предопольях (3,7; 1,2 Бк/кг соответственно), наибольшее – в эрозионно-денудационных ландшафтах (14,9; 2,7 Бк/кг соответственно). Различия в накоплении ^{137}Cs по агроландшафтам – 4,0, а ^{90}Sr – 2,2 раза.

Сеянные многолетние травы во всех агроландшафтах накапливали ^{137}Cs (61,0 – 172,5 Бк/кг) значительно меньше, чем естественные. Его содержание превышало накопление ^{90}Sr в сене в 14 – 35 раз.

Естественные многолетние травы по сравнению с сеянными накапливали ^{137}Cs в речных долинах, почвы которых подверглись окультуриванию, в 2,9 – 8,2, а на неокulturенных – 6 – 17 раз больше. Превышение содержания ^{90}Sr в сене естественных многолетних травах составляло 2,5 – 7 раз.

Математический анализ данных агрохимических свойств почв, определяющих поступление радионуклидов в основную продукцию сельскохозяйственных культур, позволил выделить среди них по две главные компоненты, которые ниже указаны для каждой культуры, и сгруппировать по ним агроландшафты региона.

Загрязнение радиоцезием.

Озимая пшеница. Главные компоненты – содержание обменного калия и гумуса. Предопольские и предполесские агроландшафты отличались наименьшим накоплением радиоцезия в зерне, больше всего его накапливалось в моренных ландшафтах. Ополья, полесья и эрозионно-денудационные ландшафты занимали промежуточное положение.

Картофель. Главные компоненты – содержание гумуса и обменного калия. Предопольские и предполесские агроландшафты отличались наименьшим накоплением радиоцезия в клубнях, больше всего его накапливалось в эрозионно-денудационных ландшафтах. Ополья занимали промежуточное положение.

Многолетние травы (сено). Главные компоненты – содержание подвижного фосфора и гидролитическая кислотность. Предполесья отличались наименьшим накоплением радиоцезия в сене, больше всего его накапливалось в речных долинах. Ополья, предополья и полесья занимали промежуточное положение.

Загрязнение радиостронцием.

Озимая пшеница. Главные компоненты – содержание обменного калия и кальция. Ополья, предополья и полесья отличались наименьшим накоплением радиостронция в зерне, больше всего его накапливалось в моренных ландшафтах. Эрозионно-денудационные и предполесские ландшафты занимали промежуточное положение.

Картофель. Главные компоненты – содержание гумуса и обменного калия. В клубнях меньше всего накапливалось ^{90}Sr в предопольях и предполесьях, а больше всего – в эрозионно-денудационных ландшафтах. Ополья занимали промежуточное положение.

Многолетние травы (сено). Главные компоненты – содержание подвижного фосфора и $\text{pH}_{\text{кел}}$. Ополья и окультуренные пойменные угодья отличались наименьшим накоплением ^{90}Sr в сене, больше всего его накапливалось в предопольях и естественных поймах. Предполесья и полесья занимали промежуточное положение.

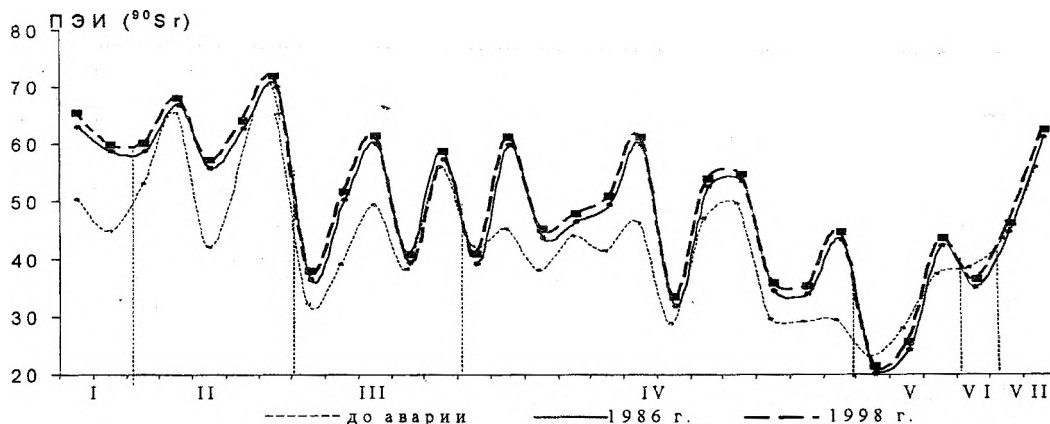
Критерием оценки качества сельхозпродукции и кормов являются гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов (СанПиН – 2.3.2. – 96) и контрольные уровни (КУ – 94) в кормах, которые регламентируют дозовую нагрузку на население. Накопление радионуклидов в продукции растениеводства во всех агроландшафтах соответствует санитарно-гигиеническим нормативам, кроме сена естественных многолетних трав речных долин.

Экологический «профиль» сопряжённых агроландшафтов, построенный по величинам ПЭИ с учётом чернобыльского цезиевого загрязнения на разных этапах поставарийного периода и реабилитационных мероприятий, свидетельствует о существенных изменениях экологической обстановки в предполесьях и опольях (рис. 9).

Агроландшафты по агрохимическим показателям почв, обусловленным применением реабилитационных мероприятий с учётом загрязнения ^{137}Cs , объединились в следующие 3 группы: I – эрозионно-денудационные ландшафты и ополья; II – предополья, предполесья и ландшафты речных долин; III – полесья и моренные ландшафты (рис. 10).

Экологический «профиль» сопряжённых агроландшафтов, построенный по величинам ПЭИ с учётом чернобыльского стронциевого загрязнения на разных этапах поставарийного периода и реабилитационных мероприятий, свидетельствует об отсутствии существенных изменений экологической обстановки в агроландшафтах (рис. 11).

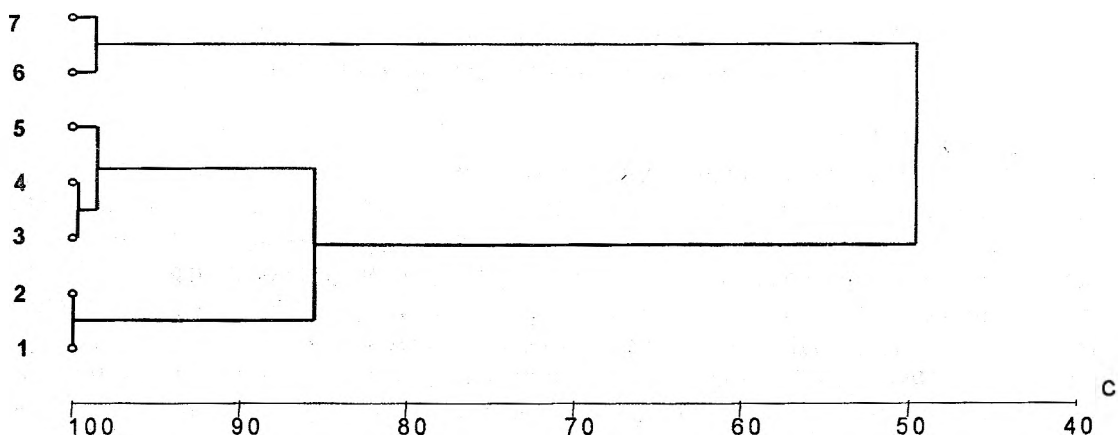
Агроландшафты по агрохимическим характеристикам почв, обусловленным применением антирадиационных мероприятий с учётом загрязнения ^{90}Sr , объединились в следующие 3 группы: I – эрозионно-денудационные ландшафты и ополья; II – предополья, предполесья и ландшафты речных долин; III – полесья и моренные ландшафты (рис. 12).



Ландшафты:

I – эрозионно-денудационные; II – ополья; III – предополья; IV – предполесья;
V – полесья; VI – моренные; VII – речных долин

Рис. 11. Почвенно-экологическая оценка агроландшафтов после аварии на ЧАЭС с учетом стронциевого загрязнения



Ландшафты:

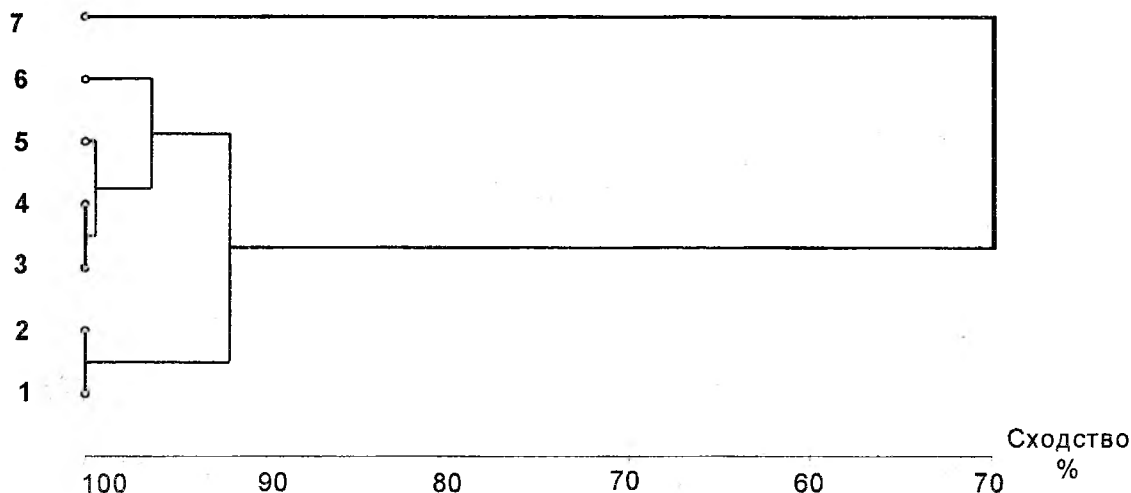
1 – эрозионно-денудационные; 2 – ополья; 3 – предополья; 4 – предполесья;
5 – речные долины; 6 – полесья; 7 – моренные

Рис. 12. Почвенно-экологическая группировка агроландшафтов после аварии на ЧАЭС с учетом стронциевого загрязнения

Величина последствий антропогенных воздействий на природную среду определяется не только их видом и интенсивностью, но и условиями развития негативных процессов в агроландшафтах, то есть степенью их устойчивости к антропогенной нагрузке. Устойчивость – это способность агроландшафтов сохранять свою структуру и функциональные возможности при воздействии внешних и внутренних факторов, а также противостоять внешним и внутренним возмущениям (Глазовская, 1976, 1997; Солнцева, 1982; Солнцева и др., 1982; Снакин и др., 1992; Смольянинов и др., 1996).

Устойчивость агроландшафтов к антропогенному воздействию после аварии на ЧАЭС неодинакова. Самая низкая устойчивость - у предполесий (3,5), наиболее высокая - в полесьях (0,4). Остальные агроландшафты характеризуются следующими уровнями устойчивости: эрозионно-денудационные - 0,9, ополья - 0,6, предополья - 0,7, моренные - 0,6, речные долины - 0,9.

Агроландшафты по устойчивости к цезиевому загрязнению объединяются в следующие группы: I - эрозионно-денудационные ландшафты и речные долины; II - опольские, моренные, предопольские и полесские ландшафты; III - предполесья (рис. 13).



Ландшафты:

1 – эрозионно-денудационные; 2 – речные долины; 3 – ополья; 4 – моренные;
5 – предополья; 6 – полесья; 7 – предполесья

Рис. 13. Группировка агроландшафтов по устойчивости к цезиевому загрязнению после аварии на ЧАЭС

ВЫВОДЫ

1. Важнейшим структурно-генетическим рядом, определяющим сущность ландшафтной структуры в экологии региона и её влиянии на антропогенные процессы, является эрозионно-денудационные возвышенные лёссовые равнины - ополья - предополья - предполесья - полесья. Большая часть их трансформирована в агроландшафты. Ландшафтная структура региона исследований повлияла на процессы радионуклидного загрязнения, что обусловило его неоднородность, сложность и мозаичность.

2. Почвенный покров агроландшафтов региона характеризуется большим разнообразием и пестротой. Принадлежность территории к двум почвенным зонам, четырём провинциям, множеству ландшафтов и экосистем определила только наиболее общие закономерности распределения почв, среди которых преобладают дерново-подзолистые и серые лесные.

3. До аварии на ЧАЭС почвы агроландшафтов региона характеризовались неодинаковыми агрохимическими свойствами. По содержанию гумуса они располагались в следующий убывающий ряд: эрозионно-денудационные ландшафты (2,50 %), ополья (2,45 %), полесья (2,02 %), ландшафты речных долин (1,58 %), предполесья (1,56 %), моренные ландшафты (1,37 %), предополья (1,27 %). Их агрохимическими особенностями были повышенное содержание подвижных фосфатов, среднее и повышенное содержание обменного калия, близкая к нейтральной и нейтральная реакция среды, среднее содержание обменного кальция.

4. Математический анализ агрохимических показателей почв региона в дочернобыльский период и без учёта глобального радиоактивного загрязнения позволил выделить две главные компоненты - природную и компоненту аграрного воздействия, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа - ополья и эрозионно-

денудационные ландшафты, вторая – предополья, предполесья, полесья и моренные ландшафты, третья – ландшафты речных долин.

5. Восьмилетние наблюдения за изменением содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах агроландшафтов до аварии на ЧАЭС свидетельствуют об их заметном варьировании. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в 20-сантиметровом слое почв агроландшафтов в 1978 - 81 и 1982 - 85 годах было невысоким и варьировало соответственно по периодам лет в следующих пределах: 1,54 - 3,23 и 1,16 - 1,64; 1,0 - 2,79 и 1,83 - 2,88 кБк/м². Минимальное содержание ^{137}Cs отмечалось в почвах эрозионно-денудационных ландшафтов. Значительное варьирование его наблюдали в почвах речных долин. Почвы остальных ландшафтов содержали относительно одинаковое количество ^{137}Cs .

6. Распределение ^{90}Sr в системе агроландшафтов происходило несколько иначе. Его содержание колебалось от 2,12 до 2,79 кБк/м². Минимальное количество обнаружено в предполесьях. Полесья и предополья выделились во вторую группу по загрязнению, а в третью – остальные ландшафты. Максимум концентрирования ^{90}Sr обозначился в опольях.

7. Математический анализ целого ряда параметров почвенного плодородия в дочернобыльский период и с учётом глобального радиоактивного загрязнения позволил выделить две главные компоненты - глобального дочернобыльского стронциевого загрязнения и кальциевую компоненту, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа – ополья и эрозионно-денудационные ландшафты; вторая – предополья, полесья и моренные ландшафты; третья – предполесья; четвертая – ландшафты речных долин.

8. Систематические наблюдения на ключевых мониторинговых стационарных участках, проведенные после катастрофы на ЧАЭС, свидетельствуют о неравномерности загрязнения агроландшафтов. По отношению к доаварийному периоду увеличение содержания ^{137}Cs в почвах типологических групп агроландшафтов колебалось от 28,8 раз в полесьях и до 746,5 раз в предполесьях. Дополнительное наложение ^{90}Sr на существующие уровни в агроландшафтах составило 8,8-35,9 кБк/м², что превышало доаварийное содержание ^{90}Sr в 4,4 – 25,6 раз.

9. Математический анализ целого ряда параметров почвенного плодородия с учётом аварийного цезиевого загрязнения в постчернобыльский период позволил выделить по ним две главные компоненты - природную и компоненту цезиевого загрязнения, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа – ополья, эрозионно-денудационные ландшафты, полесья и моренные ландшафты; вторая – предополья и ландшафты речных долин; третья – предполесья.

10. Математический анализ целого ряда параметров почвенного плодородия с учётом аварийного стронциевого загрязнения в постчернобыльский период позволил выделить по ним две главные компоненты – природную и компоненту аграрного воздействия, а также сгруппировать по ним агроландшафты региона. Первая группа – ополья и эрозионно-денудационные ландшафты; вторая – предполесья и ландшафты речных долин; третья – предополья, полесья и моренные ландшафты.

11. Через 10 лет после чернобыльской катастрофы (в 1996-98 гг.) накопление радионуклидов в продукции растениеводства во всех агроландшафтах соответствовало санитарно-гигиеническим нормативам, кроме сена естественных многолетних трав речных долин.

12. Почвенно-экологическая оценка агроландшафтов свидетельствует, что произошло заметное улучшение их комплексного экологического состояния в эрозионно-денудационных ландшафтах, предопольях и предполесьях. Несколько ухудшилось оно в моренных ландшафтах. В опольях, полесьях, речных долинах этот показатель изменился незначительно.

13. Агроландшафты после Чернобыльской аварии с учётом цезиевого загрязнения, объединились по признакам, обусловленным проведением системы реабилитационных мероприятий, в следующие 3 группы: I – эрозионно-денудационные ландшафты и ополья; II – предополья, предполесья и ландшафты речных долин; III - полесья и моренные ландшафты. Способность агроландшафтов к самовосстановлению экологического состояния не изменила их группировку вследствие загрязнения ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС.

14. Агроландшафты после чернобыльской аварии с учётом стронциевого загрязнения объединились по признакам, обусловленным проведением системы

реабилитационных мероприятий, в следующие 3 группы: I – эрозионно-денудационные ландшафты и ополья; II – предополья, предполесья и ландшафты речных долин; III – полесья и моренные ландшафты. Эта группировка не изменилась по сравнению с доаварийным периодом.

15. Устойчивость агроландшафтов к антропогенному воздействию после аварии на ЧАЭС неодинакова. Самая низкая устойчивость – у предполесий (3,5), наиболее высокая – в полесьях (0,4). Остальные агроландшафты характеризуются следующими уровнями устойчивости: эрозионно-денудационные – 0,9, ополья – 0,6, предополья – 0,7, моренные – 0,6, речные долины – 0,9.

16. Агроландшафты по устойчивости к цезиевому загрязнению объединяются в следующие группы: I – эрозионно-денудационные ландшафты и речные долины; II – опольские, моренные, предопольские и предполесские ландшафты; III – предполесья. По мере удаления от момента аварии и стабилизации радиоэкологической ситуации агроландшафты стремятся восстановить своё экологическое состояние.

РОЗПРИДІЛЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ В ЕДАФІЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ОСНОВНИХ ЛІСОВИХ БІОГЕОЦЕНОЗІВ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ

С.С. Сяський

М.Г. Стецюк

Україна, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології УААН
Україна, Сарненська дослідна станція ІГІМ УААН

Викладено результати досліджень особливостей розподілу та міграції радіоцезію в едафічному середовищі основних лісових біогеоценозів Західного Полісся в розрізі найбільш поширених типів лісорослинних умов регіону. Результати дослідження підтверджують виключну роль лісової підстилки у формуванні та розвитку радіоекологічної ситуації в лісових екосистемах.

Лісові біоценози, що сформувалися на дерново-підзолистих та торфово-болотних ґрунтах Західного Полісся, внаслідок радіоактивного забруднення виявились одними з найкритичніших об'єктів навколишнього середовища, які мають значний вплив на формування дозового навантаження населення регіону.

З метою вивчення структури радіоактивного забруднення компонентів лісу, шляхів та інтенсивності міграції радіонуклідів у лісових біогеоценозах і факторів, від яких вони залежать, в 1992 році на території Більського лісництва Висоцького держлісгоспу об'єднання "Рівнеліс" було закладено лісовий стаціонар у вигляді ландшафтного профілю загальною площею 1.5 га. Стаціонар перетинає з півдня на північ кілька типів ґрунтів з трофотопами бори і субори, охоплюючи гігрогенний ряд від свіжих до сирих ґрунтів, які формують типові і найбільш поширені в регіоні едатопи лісорослинних умов. За градаційні одиниці біоценозів для вивчення взяті *тип лісорослинних умов* – сукупність однорідних лісорослинних умов (комплекс кліматичних, гідрологічних і ґрунтових факторів) на покритих і непокритих лісом площах і *тип лісу* – ділянка лісу, яка характеризується певним типом лісорослинних умов, однаковим складом деревних порід, кількістю ярусів, живим надґрунтовим покриттям, аналогічною фауною і вимагає однакових лісгосподарських заходів при рівних економічних умовах (табл. 1). Щільність забруднення ґрунту в районі досліджень від 2 до 5 Кі/км².

Для порівняння міграційних процесів і розподілу радіонуклідів за профілем ґрунту під впливом покриву лісу і без такого в аналогічних лісорослинних умовах (В₂₋₃) в ландшафтний профіль включено екотоп лісова галявина. Для кожного типу досліджуваного біоценозу закладено 5 ґрунтових розрізів і пробурено свердловини для вимірювання рівнів

грунтових вод та їх радіоактивного забруднення. Проби ґрунту і лісової підстилки відбирались по шарах 0 – 1.5, 1.5 – 2.5, 2.5 – 3.5, 3.5 – 4.5, 4.5 – 9.5 см (табл. 2).

Таблиця 1

Характеристика ландшафтного профілю Більського лісового стаціонару

№ елемента профілю	Ґрунтовий покрив	Таксаційна характеристика				
		ТЛРУ тип лісу	Склад	Вік, років	Бонітет	Повнота
1	Дерново-слабопідзолистий, супіщаний, свіжий	A ₂ – свіжий бір A ₂ C – свіжий сосновий бір	10C	27	III	0.5
2	Дерново-слабопідзолистий, глинисто-піщаний, свіжий, перехідний до вологого	B ₂₋₃ – перехідний від свіжого до вологого субір B ₂₋₃ C – перехідний від свіжого до вологого дубово-сосновий субір	10C	63	II	0.7
3	Дерново-середньопідзолистий, глинисто-піщаний, вологий	B ₃ – вологий субір B ₃ C – вологий дубово-сосновий субір	10C	58	I	0.6
4	Торфово-підзолистий, глинисто-піщаний, сирий	B ₄ – сирий субір B ₄ C – сирий дубово-сосновий субір	8C2Б	38	I	0.8

В результаті досліджень було виявлено, що основна маса радіоцезію в даних біоценозах концентрується в едафічному (ґрунтовому) середовищі, а на покритій лісом площі саме в лісовій підстилці. Так, в свіжому сосновому бору в ній було акумульовано 93.1 % радіонуклідів 10-тисантиметрового ґрунтового розрізу. У дубово-сосновому суборі з перехідним типом зволоження від свіжого до вологого в підстилці знаходилося 75.4 %, у вологому і сирому дубово-соснових суборах відповідно 75.1 і 78.2 відсотка радіоцезію.

Таблиця 2

Розподіл ¹³⁷Cs (Бк/кг) за профілем ґрунтового розрізу в залежності від типу лісового біоценозу

Елемент ґрунтового розрізу		Тип лісового біогеоценозу				
		A ₂ C – свіжий сосновий бір	B ₂₋₃ C – перехідний від свіжого до волового дубово- сосновий субір	B ₃ C – вологий дубово- сосновий субір	B ₄ C – сирий дубово- сосновий субір	B ₂₋₃ – лісова ґалявина
Лісова підстилка	немінералізована	44920	31916	17510	24213	
	напівмінералізована + мінералізована		22829	22152	27787	
	разом:	44920	54745	39662	52000	
Ґрунт, см	0 – 1.5	2385	4249	3082	3854	11860
	1.5 – 2.5	441	1934	552	2770	11030
	2.5 – 3.5	306	1254	504	1104	10190
	3.5 – 4.5	126	660	455	563	5820
	4.5 – 9.5	46	90	248	173	2474
	разом:	3304	8197	4841	8464	41374
Всього:		48224	62942	44503	60464	41374

Очевидно, що швидкість міграції цезію з підстилки в ґрунтові горизонти залежить від інтенсивності її гуміфікації і мінералізації, які в представлених типах лісу найповільніше відбуваються в свіжому суборі. Вона має низьку вологість і покрита лишайником (кладонією), який має природну властивість в широких діапазонах накопичувати та втрачати вологу і концентрувати в собі значну кількість радіонуклідів.

Якщо розглянути розподіл ^{137}Cs по ґрунтовому профілю (без підстилки), то видно, що його найбільша концентрація знаходиться у верхньому 1.5-сантиметровому шарі, куди він безпосередньо поступає після гуміфікації підстилки та шляхом вимивання з неї атмосферними опадами. Так, у свіжому борі в цьому шарі ґрунту сконцентровано 72.2 % від загальної активності радіонукліду по ґрунтовому розрізі (без активності підстилки). У суборових типах в порядку зростання вологості цей показник становив відповідно 51.8, 63.7 і 45,5 відсотка. Очевидно, що в міру зростання вологості ґрунту зростає і інтенсивність вертикального перерозподілу радіонуклідів у глибші горизонти. Іншим виглядає розподіл радіонуклідів в ґрунтовому профілі лісової галявини, де при схожих характеристиках ґрунтових умов відсутня лісова підстилка. Тут радіоцезій був розподілений рівномірно по трьох верхніх досліджуваних горизонтах (0 – 3.5 см), де його знаходилось 80 % від загальної кількості 10-тисантиметрового профілю.

Таким чином, твердження про те, що не тільки ґрунт має вирішальне значення в житті лісу, але і сам він змінюється під дією лісового біоценозу, головним чином через лісову підстилку, стає ще більш актуальним в зв'язку з проблемою радіоактивного забруднення лісових екосистем. З огляду на те, що лісова підстилка є зв'язуючою ланкою в загальному обміні (кругообігу) речовин між рослинністю, грибами, різними мікроорганізмами та ґрунтом і на даному етапі розвитку радіоекологічної ситуації в лісових біогеоценозах виступає головним середовищем акумуляції радіонуклідів під наметом лісу, від її типу і стану в конкретному едафічному середовищі залежать інтенсивність міграції і перерозподіл радіонуклідів в ґрунті, їх доступність рослинним компонентам, а через них і надходження в раціон людини.

РОЛЬ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В СНИЖЕНИИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ТРАВЯНЫХ КОРМАХ

М.В. Рак,
З.С. Ковалевич

Беларусь, Институт почвоведения и агрохимии, г. Минск

Приведены результаты многолетних исследований, которые свидетельствуют о том, что применение микроудобрений при возделывании многолетних трав в условиях радиоактивного загрязнения почв цезием-137 и стронцием-90 является обязательным приемом, обеспечивающим повышение урожайности, снижение накопления радионуклидов в получаемой продукции и обогащение ее микроэлементами.

В условиях радиоактивного загрязнения почв решение актуальной задачи растениеводства – получение растительных кормов, отвечающих РДУ-99 по содержанию в них радионуклидов цезия-137 и стронция-90 и оптимальным концентрациям содержания химических элементов, требует разработки комплекса дополнительных организационных, агротехнических и агрохимических мероприятий.

Возделывание многих сельскохозяйственных культур на почвах с уровнем загрязнения более 37 кБк/м² по цезию-137 и 12,2 кБк/м² по стронцию-90 не позволяет получать продукцию, отвечающую РДУ-99 по содержанию этих радионуклидов. Особенно это касается травяных кормов, которые накапливают стронция-90 в 6-14 раз больше, чем зерновые культуры.

Результаты радиометрических анализов травяных кормов по содержанию в них цезия-137 и стронция-90, а также прогнозы по накоплению радионуклидов в растениеводческой продукции показывают, что клевер накапливает радиоцезий в среднем на 30% меньше, а радиостронций – в 2,5 раза больше, чем злаковые травы. В связи с сокращением посевных площадей бобовых культур усугубляется и проблема дефицита растительного белка. Пополнить поступление белка в кормовые рационы можно за счет расширения посевов кормовых бобовых культур, в частности, клевера. В науке и практике сельскохозяйственного производства единого мнения по поводу возделывания клеверов в зоне радиоактивного загрязнения не сложилось.

В системе агрохимических приемов по снижению накопления радионуклидов в травяных кормах наиболее существенным является применение удобрений, в том числе микроэлементов. Особую значимость приобретает применение микроудобрений, так как микроэлементы являются регуляторами многих биохимических процессов, а симптомы их недостатка в этой зоне резко усиливаются на фоне снижения иммунитета у растений и животных.

Цель исследований заключалась в разработке приемов рационального использования микроэлементов (Cu, Zn, Mn, Co, I, Mo) в условиях радиоактивного загрязнения почв, обеспечивающих повышение урожайности кормовых трав и получение качественной растениеводческой продукции, отвечающей РДУ-99 по содержанию цезия-137 и стронция-90.

Исследования проводились в 1995-1999 гг. в экспериментальной базе "Стреличево" Хойникского района Гомельской области на дерново-палево-подзолистой почве, развивающейся на рыхлых лессовидных супесях с горизонтом легкого суглинки на глубине 0,4-0,8 м. Плотность загрязнения почвы цезием-137 составляла 352-409 кБк/м², стронцием-90 – 42-59 кБк/м².

Агрохимические показатели пахотного слоя почвы следующие: pH 5,8-6,0, P₂O₅ – 270-300, K₂O – 255-300, Cu-1,8-2,1, Zn 2,0-2,5, Mn-60-70, Mo – 0,05-0,06; Co – 0,3-0,5; I – 0,6-0,7 мг/кг почвы. Площадь делянки 18 м², повторность четырехкратная.

Схемой опыта было предусмотрено внесение микроэлементов в почву под тимopheевку луговую в дозах: Cu – 4,5; Zn – 4,5; Mn – 6,0; Co – 0,9 кг/га и некорневые подкормки растений микроэлементами в каждом укосе в фазе трубкования в дозах: Cu – 50; Mn – 50; Co – 50; I – 30 г/га. Исследования с тимopheевкой проводили на фоне N₉₀P₇₀K₁₄₀. Полная доза фосфора и по 1/2 дозы азота и калия внесены под первый укос трав, по 1/2 дозы азота и калия – под второй укос. Для клевера фон в опыте составил P₇₀ K₉₀. При возделывании клевера некорневые подкормки микроэлементами проводились в фазе стеблевания в дозах: Mo – 15; 30; 45; Co – 25; 50; 75; I – 75; 100; 125 г/га.

В опыте были использованы следующие удобрения: аммиачная селитра, аммофос, хлористый калий, сернокислые соли меди, марганца, цинка, кобальта, молибденовокислый аммоний, йодистый калий. Укосы трав проведены в начале фазы колошения тимopheевки и начале фазы цветения клевера.

Действие микроудобрений на урожай тимopheевки луговой было неравнозначным по видам микроудобрений и способам их внесения. При внесении в почву достоверные прибавки урожая получены от медных (16,0 ц/га) и кобальтовых удобрений (15,1 ц/га), сочетания медных с марганцевыми (14,3 ц/га сухой массы).

Некорневые подкормки растений медью обеспечили повышение урожайности сухой массы тимopheевки на 18,6 ц/га, что несколько выше, чем при почвенном внесении микроэлемента. Достоверное повышение урожайности (на 10,2 ц/га) отмечено в результате совместного применения меди с марганцем. Наибольший эффект получен при сочетании меди с йодом.

Эффективным во все годы исследований оказалось проведение некорневой подкормки растений марганцем, прибавка урожая составила 17,3 ц/га сухой массы.

Расчеты показали, что применение меди и марганца в виде некорневых подкормок тимopheевки луговой является экономически оправданным способом внесения, обеспечивающим рентабельность на уровне 280 %.

Тимopheевка луговая характеризовалась низким содержанием в сене цезия-137. В среднем за три года исследований фоновое содержание этого радионуклида в сене составило

34 Бк/кг, что в 38 раз меньше допустимого содержания в сене для производства цельного молока (1300 Бк/кг). Коэффициент накопления цезия-137 в растениях на фоновом варианте в годы исследований был одинаковым (0,026). Тенденция к снижению накопления цезия-137 в сене тимopheевки отмечена как при внесении микроудобрений в почву, так и при некорневых подкормках растений. Коэффициент накопления цезия-137 в сене уменьшался при этом до величины 0,020-0,014. Исключением было внесение в почву цинка и цинка с медью.

Стронций-90 в сене тимopheевки луговой накапливался в большей степени, чем цезий-137. Абсолютные значения содержания стронция-90 в сене несколько различались по годам исследований с превышением РДУ-99 в 1996 году на 11,5 % и концентрацией стронция-90 в сене на 18,5% ниже РДУ-99 в 1997 году. В среднем за 3 года исследований фоновое содержание стронция-90 в сене тимopheевки луговой составило 255 Бк/кг с коэффициентом накопления стронция-90 равным 1,77.

Внесение марганца, кобальта, цинка и меди в почву способствовало снижению накопления стронция-90 в сене. Коэффициенты накопления снизились с 1,77 в фоновом варианте до 1,22, 1,16, 1,02 и 0,99 (на 31,1, 34,5, 42,4 и 44,1 %) соответственно. Тройное сочетание микроэлементов (марганец, цинк, медь) в изучаемых дозах снижало коэффициент накопления до 1,14 (на 35,5 %).

Некорневые подкормки тимopheевки луговой микроэлементами также снижали поступление стронция-90 в растения и содержание его в конечной продукции. Подкормки растений в фазе начала трубкования медью и марганцем снижали коэффициент накопления стронция-90 в сене до величин 1,21 и 1,0, т.е. на 31,6 и 43,5 % соответственно. Во все годы исследований самый низкий коэффициент накопления стронция-90 отмечен в опыте при некорневой подкормке растений кобальтом, величина его составила 0,7, а накопление стронция снизилось при этом в 2,3 раза.

Снижение коэффициентов накопления стронция-90 в растениях, вероятно, можно объяснить эффектом «ростового разбавления», так как между накоплением стронция и величиной урожая сена установлена отрицательная корреляционная зависимость ($r = -0,61$).

В растениях тимopheевки луговой отмечено очень низкое фоновое содержание меди - 2,8 мг /кг сухой массы. Внесение сульфата меди в почву и в виде некорневых подкормок растений способствовало повышению содержания меди в сене до 3,7 мг/кг сухой массы (на 32,1 %), что ниже оптимальной концентрации меди (5-12 мг/кг) для травяных кормов.

Увеличение содержания марганца в сене на 34-56 % отмечено при обоих способах внесения марганцевых удобрений. Концентрация этого элемента в сене находилась на уровне оптимальных значений для кормов (20,0 – 60,0 мг/кг сухой массы).

В опыте с клевером луговым установлено невысокое содержание цезия-137 в растениях, которое различалось по годам исследований. Активность клеверного сена в засушливом 1999 году была ниже, чем в 1998 году и составила соответственно 17 и 36 Бк/кг, что меньше величины РДУ-99 в сене для кормления молочного скота. Действие микроэлементов на снижение коэффициентов накопления цезия-137 в растениях клевера также несколько различалось по годам исследований. В 1998 году тенденция к наибольшему снижению радиоцезия отмечена при некорневой подкормке растений клевера кобальтом в дозах 25 и 50 г/га, в 1999 году – молибденом в дозе 15 г/га.

Накопление стронция-90 в сене в сильной степени различалось по годам исследований. Фоновое содержание стронция-90 в 1998 году не превышало величины РДУ-99 и составило 238 Бк/кг, а в 1999 году - 754 Бк/кг, что почти в 3 раза больше РДУ-99 в кормах для производства цельного молока.

В годы исследований выявлена закономерность снижения содержания стронция-90 в сене при внесении микроэлементов. В наибольшей степени снижение отмечено под действием кобальта в дозе 25 г/га и молибдена в дозе 30 г/га. Коэффициент накопления стронция-90 в сене снизился в 1998 году в первом случае до величины 0,96 (на 41,5 %), во втором – до 1,39 (на 15,2 %), в 1999 году – до 1,8 (на 290 %) и до 1,95 (на 180%) при фоновых значениях соответственно 1,64 и 5,2.

Эффективность действия изучаемых микроэлементов на урожай клевера лугового в годы исследований была разной. Большой эффект от некорневых подкормок всеми микроэлементами был получен в засушливом 1999 году.

Сено клевера характеризувалось низким фоновим содержанием в нем кобальта - на уровне нижней пороговой концентрации его в кормах (0,1-0,25 мг/кг сухой массы). При некорневой подкормке кобальтом в дозе 25 г/га отмечалась тенденция к увеличению этого микроэлемента в сене клевера, а дозы 50 и 75 г/га - повышали содержание кобальта до 0,56 и 1,0 мг/кг (в 6,6 и 13,4 раза), что соответствует оптимальной концентрации этого микроэлемента в кормах.

Таким образом, применение микроудобрений при возделывании многолетних трав в условиях радиоактивного загрязнения почв цезием-137 и стронцием-90 является обязательным приемом, обеспечивающим повышение урожайности, снижение накопления радионуклидов в получаемой продукции и обогащение ее микроэлементами.

Экологически и экономически целесообразными приемами при возделывании тимopheевки луговой являются некорневые подкормки медью и марганцем в дозе 50 г/га, обеспечивающие снижение накопления стронция-90 в сене соответственно на 31,6 и 43,5%. Некорневая подкормка марганцем повышала содержание его в продукции на 34%, что соответствует оптимальной концентрации в травяных кормах.

Возделывание клевера лугового на почве с уровнем загрязнения 42-59 кБк/м² по стронцию-90 не обеспечивает получение кормов, отвечающих РДУ-99 для производства цельного молока. Такая продукция пригодна для производства молока-сырья или для начальной стадии откорма животных.

Рациональным приемом в возделывании клевера лугового является некорневая подкормка растений в фазе стеблевания кобальтом в дозе 25 г/га или молибденом - 30 г/га, обеспечивающая существенное снижение накопления стронция-90 в продукции.

ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЙМЕННЫХ ЗЕМЛЯХ

С.А. Касьянчик,
А.М. Котович

Беларусь, Институт почвоведения и агрохимии, г. Минск

Наведено результати досліджень щодо величини переходу радіонуклідів у рослини луків в залежності від типів і властивостей ґрунту та погодних умов за вегетаційний період.

Среди многочисленных проблем, возникших после катастрофы на Чернобыльской АЭС, одной из самых важнейших является получение чистой сельскохозяйственной продукции. Особо выделяется вопрос об использовании луговых угодий. Использование луговых угодий осложняется, поскольку вследствие наличия плотной дернины радионуклиды прочнее удерживаются в прикорневой зоне и в большей степени попадают в растения. Наблюдения за характером поступления радиоактивных элементов в растения естественных пойменных лугов показали, что при одинаковой плотности загрязнения почв интенсивность перехода радионуклидов на этих угодьях выше, нежели на вне пойменных. Это определяется спецификой почвообразования и водного режима аллювиальных территорий. Важность проведения исследований закономерностей поведения радиоактивных элементов на пойменных почвах и влияние различных факторов на поведение их в системе почва – растение определяется тем, что на территории областей с загрязненными радионуклидами землями (Гомельской, Брестской, Могилевской) пойменные луга являются существенным источником травяных кормов для скота. Общая площадь аллювиальных земель, подвергшихся загрязнению, в республике приближается к 245 тысячам гектаров. Согласно материалам оценки радиационной обстановки в республике Беларусь радиоактивному загрязнению

подверглись в наибольшей мере поймы рек Припять, Горынь, Уборть, Лань, Днепр, Сож, Дзурь, Ипуть. Выявлено, что среди пойменных почв, подвергшихся загрязнению цезием-137, 69 % развиваются на рыхлом аллювии, 24 % - на связном и 7 % составляют торфяно-болотные почвы.

Исследования проведены в течение 1994 - 2000 годов. Объекты - аллювиальные почвы в пойме реки Сож на территории колхоза «Победа» Кормянского района Гомельской области, где на легкосуглинистом и рыхлосупесчаном аллювии было заложено два ключевых участка. На ключевых участках размещены катены, включающие аллювиальные дерновые временно избыточно увлажняемые, аллювиальные дерново-глееватые, аллювиальные дерново-глеевые и аллювиальные иловато-болотные почвы (по четыре почвенные разновидности в каждой катене). Плотность загрязнения цезием-137 составляет 740-950 Кбк\м.кв., стронцием-90 - 2,5-3,7 Кбк\м кв. Почвы ключевых участков характеризуются кислой реакцией среды, отмечается снижение ее по мере приближения к руслу реки. Обеспеченность подвижными формами фосфора составляет 70-110 мг\кг почвы, калия - 60-100. Содержание обменного кальция колеблется от 6 до 15, а магния - от 2 до 3,6 мг-экв. на 100 г почвы. Количество общего гумуса различается в зависимости от степени увлажнения от 3,9 % во временно избыточно увлажняемых почвах, до 5 % в дерново-глееватых и 8 % в дерново-глеевых аллювиальных почвах.

Установлено, что на естественных пойменных лугах около 90 % радионуклидов располагается в верхнем 5-см слое почвы. За период, прошедший после катастрофы, вертикальная миграция на необрабатываемых почвах лугов была незначительной, за исключением периодически переувлажняемых торфяных и легких песчаных почв. Глубина проникновения радиоцезия и радиостронция ограничилась 5-10 см.

Как показали наши исследования, переход радионуклидов из почвы в травы пойменного луга в значительной мере определяется степенью увлажнения почв и их гранулометрическим составом. В сопряженном педоэкологическом ряду почв одинакового гранулометрического состава с увеличением степени гидроморфизма коэффициенты перехода радионуклидов возрастают более, чем в два раза на связных почвах и более, чем в 10 раз на рыхлых (табл. 1).

Таблица 1

Поступление цезия-137 в травы пойменных лугов на почвах разного гранулометрического состава и степени увлажнения Кп (коэффициенты пропорциональности)

Почвы	Гранулометрический состав	
	Связный аллювий	Рыхлый аллювий
Аллювиальные временно избыточно увлажняемые	0,69	0,61
Аллювиальные дерново-глееватые	1,20	2,50
Аллювиальные дерново-глеевые	2,00	5,60
Аллювиальные иловато-болотные	2,70	6,31

Полученные результаты свидетельствуют о различных величинах перехода радионуклидов из глееватых и глеевых почв, в особенности рыхлого гранулометрического состава, большое значение имеет доля участия почв той или другой степени увлажнения в составе почвенного покрова каждого конкретного участка. Этим определяется возможность использования пойменного луга для кормления скота. На связном аллювии разница в коэффициентах между более и менее увлажненными почвами ниже, но тенденция увеличения с возрастанием доли дерново-глеевых почв сохраняется.

На связном аллювии разница в коэффициентах между более и менее увлажненными почвами ниже, но тенденция увеличения с возрастанием доли дерново-глеевых почв сохраняется.

Анализ и обобщение экспериментальных данных позволили установить параметры, характеризующие накопление радионуклидов в травах пойменных лугов с территорий, представленных различными сочетаниями аллювиальных дерновых почв. Так, при наличии 100 % глееватых почв рыхлого гранулометрического состава с плотностью загрязнения

цезием-137 10 Ки/км кв. удельная активность сена составит 925 Бк/кг. В том случае, когда в почвенном сочетании глееватые почвы составляют 60 % - а на долю глеевых (иногда и иловато-болотных) – 40 %, удельная активность возрастает до 1383 Бк/кг. При участии же в структуре почвенного покрова дерново-глеевых почв, равном 90 % загрязнение достигает 1957 Бк/кг травяного корма.

Исследования показали, что меньше радионуклидов накапливается в травах, произрастающих на почвах более высокого уровня плодородия. За счет повышения плодородия почвы можно добиться снижения накопления в травах цезия-137 до 3-4, а стронция-90 – до 2-3 раз. Это указывает на необходимость повышения плодородия луговых угодий, особенно оптимизации уровня обеспеченности калием и регулирование кислотности. Существенно снижается переход радионуклидов в травы при следующих агрохимических показателях минеральных почв : рН 5,8-6,2; содержание доступных для растений фосфора 120-200, калия - 100-150 мг/кг почвы, содержания гумуса 2-3 %. Для торфяных почв показатели почвенного плодородия должны быть: рН 5,0-5,3; содержание фосфора и калия не ниже 500-800 мг/кг почвы

Как свидетельствуют данные наблюдений, на величину перехода радионуклидов в растения пойменных лугов оказывает влияние не только свойства почвы, но и погодные условия вегетационного сезона. Установлено, что в засушливые периоды, характеризующиеся более низкими значениями гидротермических коэффициентов (ГТК по Селянинову), при приблизительно равной влажности верхнего слоя почвы уровни загрязнения трав ниже (табл.2.). Использование гидротермического коэффициента дает возможность учесть соотношение осадков и температур воздуха в течение периода формирования урожая для прогноза загрязнения травяных кормов радионуклидами.

Таблица 2

Влияние погодных условий на величину перехода радиоцезия в травы пойменного луга

Почвы	ГТК 1,91		ГТК 1,47	
	Гранулометрический состав аллювия			
	Связный	Рыхлый	Связный	Рыхлый
Аллювиальные временно избыточно увлажняемые	1,85	2,08	0,67	0,14
Аллювиальные дерново-глееватые	2,76	7,70	1,12	2,87
Аллювиальные дерново-глеевые	2,20	13,26	1,01	3,63
Аллювиальные иловато-болотные	2,44	13,35	3,09	3,75

Наряду с гранулометрическим составом, степенью гидроморфизма и погодными условиями вегетационного периода, на величину накопления радиоцезия в травах оказывает влияние длительность затопления пойменных лугов паводковыми водами. В зависимости от степени увлажнения почв коэффициенты пропорциональности снижаются при уменьшении количества дней затопления в годы с длительными паводками (20-60 дней) в 2-4 раза. В табл. 3 приведены данные, иллюстрирующие влияние длительности затопления пойменного луга на накопление радиоцезия травами различной степени увлажнения. При уменьшении срока затопления до 20 дней и менее влияние этого фактора незначительно определяет величину накопления радиоцезия в травах в пределах одной почвенной разновидности.

Таблица 3

Накопление Cs-137 в травах пойменных лугов на супесчаном аллювии в зависимости от длительности затопления при плотности загрязнения 10 Ки/км кв.

Почвы	Количество дней затопления					
	48	30	24	18	4	0
	Содержание цезия-137 в сене пойменных лугов, Бк/кг					
Аллювиальные временно избыточно увлажняемые	770	388	268	148	160	107
Аллювиальные дерново-глееватые	2081	1327	1087	847	834	828
Аллювиальные дерново-глеевые	4907	3039	2421	1803	1800	1802

УДК (631.452 + 631.411.2) : 634.8

ПРОБЛЕМИ УПРАВЛІННЯ РОДЮЧІСТЮ ЧОРНОЗЕМІВ КРИМУ ЗА ТРИВАЛОЇ КУЛЬТУРИ ВІНОГРАДУ І ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Ю.Є. Кізяков,
С.І. Скляр

Україна, Кримський державний аграрний університет

Розглянуто деякі аспекти проблеми управління родючістю чорноземів Криму при тривалій культурі винограду та запропановані шляхи її розв'язання.

Плантації винограду в Криму нині займають близько 50 тис.га, з яких 70% розташовано на чорноземах. Материнськими породами для цих ґрунтів у південному Криму є лесовидні глини і суглинки, а в передгірно-степовій зоні – жовто- і червоно-бурі карбонатні глини, третинні сарматські глини, а також глинисто-галечникові відклади з різним рівнем скелетності.

Неоднорідні і породи, що їх підстилають, – щільні вапняки, супіски, піски, галечники та інші. Значна строкатість ґрунтоутворюючих порід зумовлює значну неоднорідність чорноземів за потужністю гумусового шару, ступенем їх гумусованості та карбонатності. За цих умов істотно різняться характер й інтенсивність біологічного кругообігу речовин, а також можливості міграції поживних речовин і особливо азотних сполук у глибокі горизонти.

Спрямованість антропогенної еволюції чорноземів під виноградом багато в чому визначається специфікою технології його обробітку. Основні елементи цієї технології – плантажування ґрунтів, що викликає корінну перебудову їхньої будови, перерозподіл запасів гумусу, азоту й інших поживних речовин за профілем, тривале утримання міжрядь у стані чорного пару і багаточисленний механічний обробіток.

В умовах високого теплозабезпечення така технологія сприяє інтенсивній мінералізації рослинних решток і гумусових сполук. Важливими особливостями винограду, як культури, за нашими даними, є глибоке проникнення кореневої системи, невеликі масштаби виносу поживних речовин із врожаєм і нагромадження рослинних залишків.

Відносно невисока вимогливість до забезпечення ґрунтів рухомими формами елементів живлення поєднується з високою здатністю коренів засвоювати важкодоступні сполуки фосфору і калію ґрунту, а також використовувати поживні речовини глибоких шарів ґрунтів і материнських порід, що підстилають, до глибини 7-8 м.

Результати проведених нами тривалих стаціонарних дослідів (1984-2000 рр.) показали, що інтенсивне застосування добрив в агрономічному та економічному відношенні недоцільне і біологічно не виправдане. У середньому за 13 років урожайність винограду сорту Ркацителі на підщепі Кобера 5ББ склала (фрагмент схеми): у контролі без добрив – 101; N100 щорічно + P100D0300 1 раз у 5 років – 102, N200P100D0300 щорічно – 104 ц/га при N1P05 – 8,4 ц/га, N1P05,% – 9,3%. Не вплинули добрива на зміст цукру в зазначених варіантах, що відповідно склав: 18,5, 18,4, 18,4 г цукру в 100 г соку.

У дослідях виявлена важлива біологічна особливість винограду як багаторічної культури – зберігати дуже низький вміст нітратів у виноградному соку незалежно від доз азотних добрив. У зазначених вище варіантах у 1 л соку містилося, відповідно, 12,7, 12,2 і 11,9 мг NO₃. За врожайності 112 ц/га винос надземними органами винограду та врожаєм за варіантами склав: азоту – 44,2, фосфору – 11,1 і калію 46,7 кг д.р./га.

У 60-80 роки 20-го століття мінеральні добрива на виноградниках застосовувалися надзвичайно інтенсивно. Цільовим призначенням на кожний гектар плантацій їх вносилося по 1 т. Враховувалися важливість галузі і дешевизна туків, витрати на застосування яких у структурі собівартості становили лише 3-4%.

Потреба винограду в добривах вивчена дуже слабо. Повна відмова від хімізації не вирішує проблеми забезпечення бездефіцитного балансу гумусу і відтворення родючості

грунтів. У зв'язку з цим закладені спеціальні стаціонарні польові дослід з дослідження способів управління гумусним станом і родючістю ґрунтів шляхом застосування гною в поєднанні з соломою з метою інгібування мінералізації органічної речовини, використання здрібненої виноградної лози з додаванням азоту.

Значна увага приділяється моніторингу ґрунтів і особливо контролю за біопродуктивністю ґрунтів, трансформації органічних речовин, динаміці запасів гумусу, режиму живлення, профільному розподілу сполук азоту, фосфору, калію, важких металів і рівню врожаю та якості продукції.

ВПЛИВ ГРАНУЛЬОВАНИХ СИНТЕТИЧНИХ ЦЕОЛІТІВ НА ВМІСТ СТРОНЦІЮ В ГЕНЕРАТИВНИХ ТА ВЕГЕТАТИВНИХ ОРГАНАХ ПОМІДОРІВ ТА КАРТОПЛІ

В.О. Зінченко,
О.В. Лук'янчук,
Стефан Піткевич¹,
Тадеуш Лобода,
Барбара Гворек,
Ярослав Сінчевський,
Гжегож Вишневський¹

Державна агроекологічна академія України,
1 – Варшавський сільськогосподарський університет

Викладено результати впливу гранульованих синтетичних цеолітів на вміст стронцію в помідорах та картоплі. Показано дію кислотності і водного режиму ґрунту на сорбцію стронцію цеолітами.

Північна частина Житомирської області в найбільшій мірі зазнала радіаційного забруднення, що характеризується діапазоном значень щільності забруднення Cs-137 від 1 до 40 Кі/км² і вище. Основними ґрунтами є дерново-підзолисті, що займають до 60% площі всіх сільськогосподарських угідь. Серед них значного розвитку набули піщані та глинисто-піщані різновиди, що сформувалися воднольодовикових відкладах легкого механічного складу. Висока кислотність, перезволоження цих ґрунтів значно збільшують рухомість радіонуклідів. Саме тому для зниження переходу радіонуклідів між елементами біогеоценозів в даний час впроваджуються різні композиційні матеріали, одними з яких є цеоліти.

За своєю кристалічною структурою цеоліти складаються з алюмокремнієвокисневого каркасу, що містить порожнини та канали, де розміщені катіони лужних та лужно-земельних металів та молекули води. Після видалення води мінерал являє собою мікропористу кристалічну "губку" з місткістю пор до 50% від об'єму каркасу. При такій характеристиці цеоліти мають високу сорбційну здатність.

Тому метою дослідження було визначення ступеня переходу стронцію у рослини картоплі та помідорів в присутності цеолітів, а також ступінь вбирання цеолітами цезію і стронцію без рослин в залежності від кислотності та вологості ґрунту.

Дослід проводився в вегетаційних посудинах за такою схемою: в 6-и посудинах знаходились помідори, в 3-х з яких знаходились цеоліти, також 6 посудин з картоплею, де також в 3-х знаходились цеоліти. У всіх цих посудинах кислотність ґрунту була рН(Н₂О) 5,5 та вологість 60%. Також було 8 посудин з ґрунтом без рослин, в 4-х досліджувався вплив вологості ґрунту на вбирання цеолітами стронцію: одна контрольна посудина з вологістю ґрунту 60%, в 3-х інших відповідно 40, 60, 90%; у всіх посудинах кислотність ґрунту 5,5. В 4-х інших досліджувався вплив кислотності ґрунту на вбирання цеолітами стронцію і цезію: одна посудина контрольна з кислотністю 5,5, а в 3-х інших відповідно 4,5; 5,5; 6,5; у всіх посудинах вологість ґрунту 60%.

Таблиця 1

Схема дослідів				
№ посудини	Наявність цеолітів	Умови		Наявність рослин
		кислотність ґрунту, рН(Н ₂ О)	вологість ґрунту, %	
21	+	5,5	60	-
22	+	5,5	40	-
23	+	5,5	60	-
24	+	5,5	90	-
25	+	5,5	60	-
26	+	4,5	60	-
27	+	5,5	60	-
28	+	6,5	60	-
29	-	5,5	60	Помідори
30	-	5,5	60	
31	-	5,5	60	
32	+	5,5	60	
33	+	5,5	60	
34	+	5,5	60	
35	-	5,5	60	Картопля
36	-	5,5	60	
37	-	5,5	60	
38	+	5,5	60	
39	+	5,5	60	
40	+	5,5	60	

Дослід закладався в такій послідовності: пронумеровані залізні посудини ретельно очищувались і вимивались, ставились дном до верху для висушування. Після висушування посудини парафінувались зсередини, розігрітий парафін наносився тонким шаром. Потім в посудини вставляли 2 пластмасові трубки з напівкруглою перфорованою перетинкою між ними. Посудина ставилась на вагу і її досипали щебенем розміром 20-30 мм так, щоб його маса з посудиною становила 2 кг. Далі ґрунт просівали через сито, видаляючи зайвий щебінь, органічні рештки і т. д. Одночасно просівався через інше сито пісок. Заздалегідь готується поживне середовище для рослин, яке вносять при набиванні посудини. Вносять такі солі в кількості: $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ – 23,75г, KNO_3 – 15,25г, $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ – 5,25г, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 11,25г. Всі солі розчиняють в 250 мл води і вносять по 10 мл на посудину.

При наповненні посудини вносили радіоактивну сіль SrCo_3 – 250 мг/кг ґрунту. Також при набиванні посудини встановлювали кислотність, необхідну для дослідів. Початкова кислотність ґрунту рН(Н₂О) – 5,8, рН(КCl) – 4,7, гідролітична кислотність 1,65 мл/100г ґрунту. Для встановлення кислотності 4,5 вносили 0,1 молярний розчин H_3PO_4 – 10 см³ на 1 кг ґрунту, для рН-6,5 вносили CaCO_3 – 7,4 г/9 кг ґрунту.

В досліді використовувались гранульовані синтетичні цеоліти циліндричної форми типу 3А. В кожну посудину закладали по 3 цеоліти, розміщували їх на глибині 12 – 15 см.

Потім визначали повну вологемкість суміші ґрунту і піску та на основі цього обчислювали скільки треба води, щоб вологість досягла 40, 60, 90% від повної вологемкості.

Для набивання посудини використовувалось 2 кг піску та 7 кг ґрунту. Після набивання посудини висаджували розсаду помідорів сорту Робін і бульби картоплі сорту Базура по 1 рослині на посудину.

Посудини встановлювали на вагонетках і в добру погоду вагонетки викочували на повітря з вегетаційних будиночків.

Протягом вегетації проводились фенологічні спостереження: вимірювання рівня фотосинтезу та дихання приладом Li-COR-6400 Primer.

Перед збиранням врожаю брали проби ґрунту, висушували їх та аналізували.

При збиранні врожаю у помідорів зрізали надземну частину та відділяли плоди, нарізали їх та сушили у сушильних шафах, стебло та листя нарізували невеликими відрізкамі та сушили. Коріння ретельно відмивали та також сушили.

У картоплі надземну частину подрібнювали, бульби відмивали, нарізали та сушили, коріння відмивали та також сушили. Після висушування всі проби змелювали до пилоподібного стану та аналізували.

Перед проведенням аналізу ґрунту його спочатку змінералізували: для цього брали 2-5 г повітряно сухого ґрунту, розмелювали його до пилоподібного стану в кварцовому тиглі. Після цього доливали 10 см³ концентрованої HNO₃ (густина 1,4) та 5 см³ 70%-ої HClO₄. Ставили розчин на 1 годину на водяну баню t=90-95°С, накривали скельцем та випаровували всю рідину. Після повного випаровування доливали 37%-ну HCl розведену з водою в співвідношенні 1:1 та ще 1 годину гріли під склом, потім знімали скло та відмивали його 1%-ю HCl. Потім вищезгадану суміш профільтрували через фільтрувальний папір до колби ємністю 100 мл, багато раз декантуючи осад. Потім перевіряють наявність Fe³⁺ в розчині, додаваючи 10%-й NH₄SCN, при відсутності червоного осаду мінералізацію завершено. Колбу доповнюють до 100 мл водою.

Рослини мінералізували методом мікрохвильової мінералізації в закритій системі. Наважку 1 г заливали 7 мл HNO₃ і 1мл H₂O₂ і знову ставили в мікрохвильову піч. Потім наважку переносили в колбу ємністю 25 мл і доповнювали водою. Аналіз всіх проб проводили на пристрої Atom Scan 25, Thermo JarraI Ash.

В результаті проведених нами дослідів встановлено, що застосування синтетичних гранульованих цеолітів привело до зниження вмісту стронцію в плодах, надземної частини, кореневій системі помідорів (табл.2).

Таблиця 2

Вплив цеолітів на вміст стронцію в кореневій системі, вегетативних та генеративних органах помідорів та картоплі, мг/кг

Схема досліджу	Помідори			Картопля		
	плоди	надземна частина	коренева система	бульби	надземна частина	коренева система
Контроль – без цеолітів	78	2472	1450	48	2006	1457
Цеоліт	72	1861	1244	47	2250	1859

Так, вміст стронцію в плодах помідорів був нижчим на 5 мг/кг, тобто на 6%, надземній частині на 611 мг/кг, тобто на 25%, кореневій системі на 206 мг/кг, тобто на 14 %. Загальний винос стронцію рослинами помідорів склав на контролі 61,6 мг, а у варіанті з цеолітами 42,3 мг, тобто застосування синтетичних гранульованих цеолітів сприяло зменшенню виносу стронцію рослинами на 19,3 мг, або на 31,3%.

На культури картоплі дія цеолітів на зменшення вмісту стронцію не проявилась. Необхідно відмітити, що вміст стронцію в бульбах картоплі був значно нижчим, ніж в плодах помідорів. Це пояснюється тим, що бульба картоплі – видозмінене стебло, і радіонуклід може потрапляти з ґрунту до надземної частини рослини, не накопичуючись у великих кількостях в бульбах.

Таблиця 3

Вплив цеолітів на вміст стронцію в ґрунті в залежності від його вологості та кислотності.

Схема досліджу	Вміст стронцію в ґрунті, мг/кг	Вміст стронцію в цеолітах, мг/кг	Баланс
Вологість ґрунту 40%	116	134	18
-//- 60%	117	133	16
-//- 90%	267	0	-
Кислотність ґрунту 4,5	108	142	34
-//- 5,5	97,2	152,8	55,6
-//- 6,5	100	150	50

Відомо, що агрохімічні властивості ґрунту значно впливають на процес “старіння” радіонуклідів. Велику роль в цих процесах відіграють механічний склад ґрунту, його кислотність, вологість, сума вбирних основ, наявність калію, органічної речовини та її складу.

Тому в наших дослідках ми намагались підібрати таку вологість та кислотність ґрунту, які б дозволили збільшити сорбційну здатність цеолітами радіонуклідів до максимальної (табл. 3).

Як видно з таблиці 3 збільшення вологості ґрунту до 90% від ППВ практично загальмувало сорбцію стронцію цеолітами, тобто вміст його в ґрунті залишився незмінним. Максимальна сорбційна здатність цеолітів проявилась при вологості ґрунту 40-60% від ППВ. Вміст стронцію в ґрунті був мінімальним і складав 116-117 мг/кг.

Вивчення впливу кислотності ґрунту на сорбційну здатність стронцію цеолітами показало, що найбільше його сорбується при $pH_{(H_2O)} 5,5$. Зменшення та збільшення кислотності на одиницю зменшило сорбційну здатність цеолітів і, як наслідок, вміст стронцію в ґрунті був дещо більший.

Таким чином, можна зробити попередній висновок про те, що застосування гранульованих цеолітів може бути ефективним методом очистки кореневмісного горизонту ґрунту від радіонуклідів і, як наслідок, одержання екологічно чистої продукції.

ВПЛИВ ЛАНДШАФТНОГО ФАКТОРА НА РАДІАЦІЙНУ СИТУАЦІЮ В ЗАБРУДНЕНОМУ РАДІОНУКЛІДАМИ РЕГІОНІ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

Г. О. Корбут,
В. М. Положенець,
С. П. Сіренький,
О. О. Ремезова,
В. А. Трембіцький

Україна, Житомирський державний педагогічний університет ім. Івана Франка
Державна агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, Державне управління екології та природних ресурсів в Житомирській області
Україна, Житомирський інженерно - технологічний інститут
Україна, Житомирський обласний державний проектно - технологічний центр охорони
родючості ґрунтів і якості продукції ("Обддержродючість")

*Йдеться про характер та рівень забруднення радіонуклідами ландшафтів
Житомирського Полісся, а також про заходи, спрямовані на мінімізацію їх негативного
впливу на природне середовище і зокрема на ведення сільськогосподарського виробництва в
регіоні.*

Погляньмо на фізичну карту України. В північній частині нашої держави, в басейнах Дніпра, Прип'яті та їх приток, розкинувся смарагдовий простір, який тягнеться широкою смугою в широтному напрямку на сотні кілометрів вздовж кордонів України, Білорусі та Російської Федерації, помережений численними річками, який прийнято називати Поліссям.

У межах нашої області виділяють Житомирське Полісся як окрему фізико - географічну область з певними природними особливостями.

Рельєф місцевості в основному рівнинний, лише в Овруцькому районі, як острів, над навколишньою низовиною на висоту 316 м здіймається Словечансько - Овруцький кряж.

В основі описуваної місцевості на території Житомирщини лежить унікальна геологічна структура - Український кристалічний щит, складений найдавнішими породами архейського і протерозойського віку.

Середня глибина залягання кристалічного фундаменту - 50 м. У багатьох місцях кристалічні породи виходять на поверхню. Кристалічні породи перекривають осадові породи четвертинного віку, представлені лесом, пісками, глинами, на яких під впливом рослинності і кліматичних умов сформувалися ґрунти, характерні для Полісся.

У багатьох місцях внаслідок близького до поверхні залягання кристалічних порід описувана територія заболочена. Місцевість лісиста. Переважають мішані ліси, в яких основними лісоутворюючими породами є сосна, дуб, осика, береза, вільха, граб.

У лісах багато дичини: звірів, птахів, грибів, ягід. Тут можна побачити рідкісних птахів, які занесені тепер до Червоної книги, зокрема чорного лелеку, сірого журавля, орлана білохвостого, глухаря та тетеруків.

Це насправді райський куточок в центрі Європи. Не даремно відомий польський письменник Ю. Крашевський, який певний час жив на Житомирщині, писав: "Якщо є рай на землі, то це наше Полісся",

Полісся, Словечансько - Овруцький кряж привертали увагу багатьох дослідників - краєзнавців, письменників, майстрів живопису, етнографів. Поліссям цікавилися геологи О. Е. Ферсман, П. А. Тутковський, В. Г. Бондарчук, письменники Ю. Крашевський, О. І. Купрін, Якуб Колас, Янка Купала.

Природа впродовж мільйонів років створила тут чарівні ландшафти, мальовничі пейзажі. Хто побував тут, або проїздив поїздом з Овруча на Чернігів переконався в цьому. Не можна забути мальовничі краєвиди цієї місцевості з її лісами, перелісками, гаями, річками, тваринним і рослинним світом. Є тут чудові місця для рибалок, грибників, фотографів, художників, ботаніків, орнітологів. І до аварії на ЧАЕС люди йшли, їхали сюди, щоб відпочити, набратися сил, намилюватися красотами природи, одержати творче натхнення.

Чорнобильське лихо чорною хмарою пронеслося над цим мальовничим благодатним краєм і виключило його на певний час з цивілізованого природокористування. Його природа в тій чи іншій мірі зазнала радіаційного впливу. І хоч наслідки цього впливу ще до кінця не вивчені, вже тепер можна говорити про величезну екологічну шкоду, завдану територіям, які зазнали радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Інтенсивність забруднення території по районах наведена в розділі П.

Негативного впливу радіації зазнали люди, які проживали і проживають на забрудненій території, а також тварини і рослини.

Під впливом радіації відбулися зміни біофізичних характеристик в органах та крові людей і тварин, зокрема зміни показників функції ендокринної, імунної та нервової системи у людей. Спостереженнями зареєстрована мутагенна дія радіаційного опромінення у рослин і тварин.

Таблиця 1

Найбільш забруднені райони Житомирської області

Райони	Щільність забруднення, Кі/км			
	Цезій -137		Стронцій - 90	
	1985р.	1988р.	1985р.	1988р.
Народицький	0,032	3,78	0,02	0,33
Овруцький	0,035	1,62	0,024	0,18
Лугинський	0,04	0,75	0,024	0,03
Олевський	0,044	1,41	0,014	0,5
Коростенський	0,033	3,17	0,015	0,6

Радіаційне забруднення привело до руйнування багатьох біоценозів Полісся.

Аварія на ЧАЕС, її наслідки не рядове, не звичайне явище. В результаті аварії в зону радіаційного забруднення потрапило 4,5 млн. гектарів угідь, територія площею 50 тис. км з населенням 3,2 млн. чоловік, в тому числі в Житомирській області: 300 тис. гектарів угідь, територія 13 тис. км² з населенням 500 тис. чоловік.

Найбільш забрудненими виявилися Народицький, Овруцький, Лугинський, Олевський та Коростенський райони. Про характер забруднення свідчать дані, наведені в таблиці 1.

Про інтенсивність радіаційного забруднення території дають також уявлення дані, одержані одразу ж після аварії на ЧАЕС (табл. 2).

Таблиця 2

Радіаційна забрудненість деяких населених пунктів Житомирської області у 1986 р. після аварії на ЧАЕС

Населені пункти	Щільність забруднення, Кі/км ²	
	Цезій - 137	Стронцій - 90
с. Веселівка (Коростенський район)	2,90	0,06
с-ще Грозіне (Коростенський район)	9,84	0,20
сmt. Лугини	6,0	0,20
с. Норинці (Народицький район)	3,02	0,19
с. Великі Кліщі (Народицький район)	20,7	0,40
с. Велика Фосня (Овруцький район)	10,8	1,42
с. Копище (Олевський район)	3,39	0,23
с. Перга (Олевський район)	3,31	0,20

Внаслідок катастрофи на ЧАЕС в навколишнє середовище було викинуто близько 50 МК і таких екологічно небезпечних радіонуклідів як Sr - 89-90, Cs - 134-137, Pu - 239-241, I - 131 та інші.

Найбільшу радіоактивну небезпеку серед цих ізотопів являють довго живучі радіоізотопи цезію та стронцію, які мають період напіврозпаду близько 30 років і активно включаються у процеси біологічної міграції. Надходження цих радіоактивних елементів в організм людини з продуктами харчування відбувається головним чином у результаті їх переходу з ґрунту в рослини і далі в тваринну та рослинну продукцію.

Ізотопи важких металів рослинами не засвоюються, але вони являють небезпеку для здоров'я людей.

Згідно з чинним законодавством території, забруднені цезієм - 137, 134 до 1 Кі/ км² та стронцієм - 90 до 0,02 Кі/ км², вважаються умовно чистими.

Ведення сільськогосподарського виробництва на таких територіях можливе без обмеження.

На землях з більшою щільністю забруднення необхідно застосовувати комплекс агрохімічних, агротехнічних і організаційних заходів для зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини.

Неможливе ведення сільськогосподарського виробництва в зоні, де щільність забруднення ґрунту цезієм - 137, 134 перевищує 15 Кі/км² і стронцієм 90-3 Кі/км².

Уявлення про забруднення цезієм сільськогосподарських угідь Житомирської області дають дані, що наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Розподіл сільськогосподарських угідь за щільністю радіоактивного забруднення

Обстежено сільгоспугідь (тис. Га)	Щільність забруднення цезієм 137, 134 Кі/км ²					
	0,1-1	1-5	в т.ч. на торфовищах	5-15	в т.ч. на торфовищах	понад 15
1469,3	1116,8	270,3	34,2	62,0	9,3	20,2

Інтенсивність радіоактивного забруднення обумовлюється рядом факторів: потужністю радіоактивної хмари, яка просуvalась над територією регіону, напрямку і інтенсивності вітру в цей час, геоморфологічними особливостями території, характером ґрунтів та рослинного покриву, а також гідрологічним режимом місцевості.

Над ріллею та відкритими ділянками земної поверхні радіонукліди одразу потрапляли в ґрунт. Над лісами, луками та посівами сільськогосподарських культур радіонукліди спочатку осідали на кронах дерев та трав'яному покриві, на листі і стеблах сільськогосподарських культур. Потім під дією дощу і вітру радіонукліди потрапляли в ґрунт, створюючи на ґрунті відповідний радіаційний фон.

Слід зазначити, що територія Українського Полісся характеризуються значною геохімічною контрастністю. Спектр поліських ґрунтів включає лучно-чорноземні з рН соляної витяжки 6,6 -7,5, сірі лісові ґрунти з рН від 5,6 до 6,5 і кислі дерново-підзолисті ґрунти з рН від 4,5 до 5,5.

Таблиця 4

Розподіл площ держлісгоспів в гектарах в радіаційно забрудненій зоні Житомирської області за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту цезієм $^{137}\text{Kj}/\text{км}^2$

Держлісгоспи	Щільність забруднення $\text{Kj}/\text{км}^2$									Разом
	0-1,0	1,1-2	2,1-5	5,1-10	10,1-15	15,1-30	30,1-40	40,1-80	більше 80	
Білокоровицький	12906	25490	18735	1448	1414	388				60031
Ємільчинський	11257	28540	11168							50965
Коростенський	4119	10828	8840	3287	3287	49				27123
Лугинський	197	8382	13464	5771	1073	1859	284			31030
Малинський	12261	13793	3733							29739
Народицький	825	3362	11065	7951	3391	7013	3207	4119	555	41488
Нов.- Волинський	45296	15516	5154	664						66630
Овруцький	112	3914	23889	22681	9868	12014	1539	638		74655
Олевський	9285	30294	19399	2304						61282
Словечанський	6278	31630	30972	5391	631	587	131			75620
Поліський державний заповідник	987	10008	8432	677						20104

Критичними ландшафтами в зоні забруднення є природні та напівприродні екосистеми - ліси, природні окультурені лукопасовищні угіддя. В умовах Полісся значна частка лукопасовищних угідь представлена луками, сформованими переважно на торф'яних і торф'яно-болотних ґрунтах з різним ступенем оглеєння. Накопичення цезію -137 в біомасі лучних трав суттєво залежить від водного режиму ґрунтів і значно зростає на низинних і заплавлених пасовищах.

У північній частині нашої області, що потрапила під забруднення, переважають такі типи ґрунтів:

- дерново-підзолисті на водно-льодовикових відкладах та морені;
- сірі опідзолені переважно на лесових породах;
- лучні переважно на делювіальних та алювіальних відкладах;
- лучно-болотні, болотні і торф'яно-болотні, торфовища на різних породах;
- дернові;

Строкатість ґрунтового покриву дуже велика. І навіть на площі декількох гектарів можна виявити кілька типів ґрунтів. Кожен з різновидностей ґрунтів по своєму сприймає радіоактивне забруднення.

Строкатість ґрунтів на Поліссі обумовила різний рівень забрудненості сільськогосподарських угідь.

Так, у с. Кожухівка Коростенського району з обстежених у 1991 році 272 га угідь 180 га мали забруднення цезієм від 1 до $5 \text{ Kj}/\text{км}^2$, 92 га від 5 до $15 \text{ Kj}/\text{км}^2$. В селищі Грозині того ж району з 342 га 100 га мали забрудненість від 1 до $5 \text{ Kj}/\text{км}^2$, а 241 га від 5 до $15 \text{ Kj}/\text{км}^2$. В с. Журба Овруцького району з обстежених 1438 га 725,9 га мали забрудненість від 1 до $5 \text{ Kj}/\text{км}^2$, 467,8 га від 5 до $15 \text{ Kj}/\text{км}^2$ і 244,8 га більше $15 \text{ Kj}/\text{км}^2$.

Подібна картина спостерігається переважно на всій території населених пунктів забрудненої зони.

Дослідження, проведені у 50-му кварталі Повчанського лісництва Лугинського держлісгоспу, показали велику варіантність фактичного радіоактивного забруднення, хоч увесь квартал за картограмою відноситься до зони $15,0-30,0 \text{ Kj}/\text{км}^2$.

Детальне дослідження стану радіоактивного забруднення ґрунту під кронами окремих

дерев також показує велику мозаїчність.

Акумуляторами радіонуклідів є лучні, лучно-болотні і болотні ґрунти.

У піщаних легких ґрунтах радіонукліди проникають в глибинні шари, а потім водотоками ґрунтових вод через тріщини у фундаменті поширюються на великі відстані.

Встановлено, що радіонукліди стронцію-90 і цезію-137 по різному сорбуються ґрунтами. Стронцій-90, в основному, закріплюється по типу іонного обміну, а цезій-137 переважно по типу необмінного поглинання і міцно фіксується твердою фазою ґрунту. До 1990 р. близько 20% загального вмісту цезію-137 проникло на глибину до 10 см. Експериментальні дослідження показали, що швидкість міграції радіонуклідів цезію в ґрунтовому профілі залежить від типу ґрунту, виду угідь, водного режиму і становить 0,2-1,6 см/рік.

В умовах надмірного зволоження фіксація цезію-137 ґрунтом зменшується і зростає швидкість міграції радіонукліду за профілем ґрунту.

Горизонтальна міграція радіонуклідів обумовлена, в основному, ерозією ґрунтів, дренажною діяльністю природних водотоків.

Інтенсивність природної дезактивації можна простежити за даними Житомирського обласного державного проектно-технологічного центру охорони родючості ґрунтів і якості продукції "Облдержродючість") по деяких пунктах нашої області. При цьому слід зауважити, що процеси міграції радіонуклідів і природної дезактивації в межах Словечансько-Овруцького краю відбуваються інтенсивніше, ніж в його оточенні.

Наприклад, якщо в селі Велика Фосня Овруцького району за період з 1986 по 1996 рр. забрудненість цезієм зменшилась у 8 разів, то у селі Веселівці Коростенського району за цей же час тільки в 3,5 рази.

Для Полісся характерні підвищена кількість атмосферних опадів, уповільнений стік поверхневих вод, сильна заболоченість і залісненість, дерново-підзолистий тип ґрунтів, що стабілізує стан радіоактивного забруднення і сприяє міграції радіонуклідів з ґрунту в рослинність.

Це обумовлює необхідність проведення на всій території, яка зазнала забруднення, оперативного контролю за розподілом і міграцією в ґрунтах і рослинності радіонуклідів. Такі дослідження повинні проводитися регулярно протягом багатьох років. Для радіоекологічних досліджень потрібна густа мережа пунктів спостережень на всій території. Використання для цієї мети аерогеофізичних і наземних методів дослідження потребують великих затрат, сил, коштів, часу.

Суттєво впливає на міграцію радіонуклідів і тектоніка. Описуваний нами регіон має складну систему тріщинуватості. Кристалічний фундамент тут розчленований розломами різних категорій. Так, блоками третього порядку є Північно-Українська горстово-грабенна зона, Коростенський і Олевський блоки, які в свою чергу діляться на блоки 4-го порядку.

Блокові структури мають різні розміри, конфігурацію. Вони складені різними петрографічними комплексами порід.

Всі розломи за Г.Каляєвим (1972) діляться на 4 категорії за їх структурно-історичною роллю. Так, розломи I-ї категорії (консидиментаційні, глибинні) поділяють головні структурні елементи щита, крупні блоки, які відрізняються за гіпсометричним положенням.

Розломи інших порядків розділяють дрібніші блокові структури, які проявились в процесі морфолітогенезу. Вони розділяють різні щодо стійкості до процесів денудації породи.

Тектонічні зони є зонами швидкої міграції радіонуклідів. Тут має місце збільшення інтенсивності інфільтрації.

Щодо рельєфу, то в регіоні поширені денудаційні водноерозійні і водно-аккумулятивні форми, серед яких переважають долини, водно-льодовикові, льодовикові і еолові форми рельєфу. Тут також поширені полігенетичні западанні утворення, які займають до 16% забрудненої території. Вони є зоною аномальних міграцій радіонуклідів.

Западинні морфоструктури являють собою утворення різних розмірів (від кількох метрів до кількох кілометрів), які акумулюють поверхневий стік через особливості своєї будови. Породи верхньої частини зони аерації в западинах відрізняються від порід за межами цих структур за гранулометричним, мінералогічним і хімічним складом, водно-фізичними і фізико-механічними властивостями.

У ландшафтній зоні Полісся, яка зазнала радіоактивного забруднення, западинні

форми займають до 14-16% території. Враховуючи відносно велику норму опадів (в середньому 560 мм на рік), низьке випаровування і значний коефіцієнт поверхневого стоку, западини поглинають за рахунок інфільтрації 20 тис.м³/км² води щорічно.

Всередині западинних форм існують зони з різноманітною проникливістю, так звані активні і пасивні зони.

На характер розподілу радіонуклідів значною мірою впливає також рослинність та господарська діяльність людини. На площах сільськогосподарських угідь залежно від ґрунтового покриву, вирощуванні на ньому культур і агротехніки вирощування, по різному проявляються наслідки радіаційного забруднення.

Рівні забруднення урожаю сільськогосподарських культур залежать від біологічних особливостей рослин. Зернові і зернобобові культури щодо накопичення радіоцезію в урожаї зерна на одному і тому ж ґрунті можна розмістити в такий ряд: кукурудза < просо < ячмінь < пшениця яра < жито < овес < горох < квасоля < соя < гречка.

Відмінність між накопиченням радіоцезію в зерні кукурудзи і гречки становить 18 разів. Рівні забруднення урожаю однієї і тієї ж культури залежать від щільності забруднення і агрохімічних властивостей ґрунтів.

Чим вище окультурення ґрунту (чим вищий вміст у ґрунті гумусу, обмінного кальцію, калію) тим нижче накопичення радіонуклідів в урожаї однієї і тієї ж культури. Досліди, проведені на дерново-підзолистому ґрунті показали, що внесення гною знизило надходження радіоцезію в зерно вівса в два рази, а в бульби картоплі - на 40 %. Підвищена доля калію знизила надходження радіоцезію в бульби картоплі у 2 рази, а в зерно вівса на 24 %.

Певні особливості має поширення радіонуклідів в лісових масивах, що обумовлюється рядом обставин: типом ґрунтів, гідрологічним режимом, характером біоценозів. У лісових екосистемах практично відсутній поверхневий стік і значно уповільнене горизонтальне переміщення рутових вод.

Більша частина радіонуклідів, які знаходяться в лісових ґрунтах, включається у вертикальний кругообіг ґрунт - дерево - ґрунт. Із замкнутих лісових насаджень виключається значний винос пилових часток. Таким чином, лісові масиви у поєднанні з існуючими геохімічними

бар'єрами здатні стабілізувати обсяг радіонуклідів, які випали, і в значній мірі відвернути або уповільнити їх винос за межі лісових масивів.

За площею в радіаційно забрудненому регіоні Житомирщини переважають субори (44,9%), для яких характерні дерново-середньопідзолисті свіжі та вологі ґрунти на піщаних та супіщаних моренних та флювіогляціальних відкладах, а також торф'яно-болотні у сирих та мокрих умовах.

Менш поширені на Поліссі бори (24,8% площі), ґрунти яких переважно дерново-слабопідзолисті свіжі та вологі виключно на флювіогляціальних та солових відкладах та торф'яні в мокрих умовах. Район їх поширення - переважно північна частина регіону.

На численних лесових островах регіону та моренних відкладах сформувалися сугрудкові умови (22% площі). Найбільш характерними для них є дерново-слабопідзолисті, глинисто-піщані та підзолисто-дернові легкосуглинисті свіжі та вологі ґрунти, а в найбільш багатих умовах - світло-сірі опідзолені лісові легкосуглинисті свіжі ґрунти на лесах.

Гігротопний ряд лісів регіону представлений переважно свіжими (45,4% площі) та вологими (40,9% площі) ґрунтами. Менші площі займають сірі (8,7%), мокрі (2,7%) та сухі (2,3%) ґрунти.

Основна маса цезію (до 95%) зосереджена в лісовій підстилці і у верхньому шарі ґрунту - до 10 см.

У горизонті ґрунту 5-20 см міститься всього 1,5-7,4% радіоактивних ізотопів цезію, найбільш радіоактивним шаром лісових ґрунтів є нижня частина лісової підстилки - лісовий перегній.

Встановлено, що в листяних і хвойно-листяних лісах, як і на луках і перелогах, верхній мінеральний шар ґрунту більш радіоактивний. У хвойно-листяних насадженнях в горизонті 5-20 см радіоцезію більше ніж в сосняках - від 3 до 12%. Встановлено також, що хвойні породи дерев в 5-10 разів більш чутливі до опромінення радіонуклідами, ніж листяні.

Надходження цезію - 137 з ґрунту в деревні рослини в значній мірі залежить не тільки від типу радіонуклідів, агрохімічних властивостей ґрунтів, кліматичних умов та інших

факторів, але і від біологічних особливостей видів. За висновками Ушакова, Панфілова, Тихомирова (1998) та інших дослідників в деревині сосни накопичується менше радіонуклідів ніж в деревині смереки, осики, дуба, липи, берези, вільхи. За здатністю нагромаджувати цезій-137 в деревинних породах розташованих вище згаданими вченими у такому порядку: береза > дуб > осика > сосна. Проте, в залежності від конкретних природних умов цей ряд може змінювати наведений порядок.

Радіоактивне забруднення регіону не могло не відбитися на ягідних рослинах поліських лісів. За даними Краснова, Орлова (1995) загальна площа ягідників в лісах описаного регіону Житомирської області становить близько 91,8% загальної площі лісів. До Чорнобильської катастрофи Житомирська область щорічно заготовляла в лісах 602 т. ягід. Аварія позбавила область такої можливості. І головна причина в цьому - радіоактивне забруднення ягід.

Як показали дослідження, найбільш інтенсивно цезію-137 накопичується у свіжих ягодах чорниці, далі в порядку зменшення ідуть буяхи, брусниця, малина, суниця. Дуже незначні величини і характерні для ягід деревних видів, зокрема горобини та калини.

Останнім часом проведена значна робота з вивчення особливостей накопичення радіонуклідів у грибах.

Результати досліджень показали наявність значних розбіжностей при порівнянні накопичення цезію-137 грибами різних видів. За величиною коефіцієнта накопичення (КН) істотні гриби поділяються на 4 групи (слабка, середня, висока інтенсивність накопичення та види концентратори).

До 1-ї групи віднесені гриби, КН цезію 137 у яких знаходиться в межах 0,1-4,0 Бк/кг сирих грибів. Це опеньок справжній (КН = 1,3), заячий гриб (2,4), рижик червоний (2,8), лисичка справжня. До 2-ї групи з середнім значенням КН від 4,1 до 8,0 входить білий гриб (4,1), підберезник (5,3), сироїжка болотна (6,8).

До групи з високою інтенсивністю накопичення (КН від 8,1 до 12,0) належать: польський гриб (8,5), моховик зелений (8,7), свинушка товста (10,2), хрящ чорний та молочний (відповідно 9,0 та 10,4).

Як вид - концентратор цезію 137 виділено масляк звичайного (16,9).

Радіоактивне забруднення окремих видів грибів значною мірою визначається вологістю та родючістю ґрунту у місцях зростання грибів. За даними, отриманими в Центральному Поліссі, вміст цезію - 137 в плодових тілах грибів одного виду у вологих умовах перевищує вміст у свіжих в 3-7 разів.

При аналізі радіоактивного забруднення території регіону не можна обминути такі екосистеми як болота, які займають значну частку (до 25-35% площі) у північних районах Українського Полісся, де поширені торф'яні, торф'яно-болотні та перегнійно - торф'яні ґрунти.

У перегнійно- торф'яних високогумусних ґрунтах низинних боліт вертикальна міграція цезію -137 відбувається досить повільно і через 6 років після аварії на ЧАЕС у верхньому шарі (0-5 см) ґрунту знаходилося близько 89% валового запасу цезію - 137. Причиною такого явища є високий ступінь мінералізації торфу та значна сорбційна ємкість торф'яних ґрунтів.

Інший характер розподілу цезію 137 спостерігається в ґрунтах верхових боліт регіону. За 10 років після аварії на ЧАЕС відбулося заглиблення радіонуклідів вглиб торфу з шару 0 - 1 см до шару 1 - 5 см.

Як відомо торфовища мають велике практичне значення. Значна частина торфу використовується в Україні для виготовлення торфобрикетів на паливо. Попіл, який утворюється після спалювання торфу, традиційно використовувався в селах як добриво на присадибних ділянках.

Після аварії на ЧАЕС таке використання торф'яного попелу може привести до значного забруднення радіонуклідами не тільки присадибних ділянок, а й житлових будинків і негативно вплинути на здоров'я людей. Звідси витікає необхідність суворого контролю за радіаційним забрудненням торфу і торфобрикетів.

Аварія на ЧАЕС завдала великої шкоди мисливським угіддям Житомирщини.

Всі трофічні ланцюги, до складу яких входять мисливські види диких птахів і тварин, кінцевою ланкою мають людину - споживача цього виду продукції лісу. До деяких груп населення, а саме мисливців і їх родин, дичина може бути додатковим джерелом внутрішнього опромінення. Ось чому закономірності міграції радіонуклідів і особливості їх накопичення у

цьому виді продукції лісу мають не лише наукове, але й практичне значення, особливо в регіонах, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

На концентрування радіоактивних ізотопів в організмі диких мисливських тварин впливають такі фактори:

- хіміко-біологічні властивості радіонуклідів і їх сполук;
- біологічні особливості видів, міграційні процеси, трофічні рівні й екологічні ніші, в

яких перебувають тварини у даних екосистемах.

Надходження радіонуклідів в організм диких промислових птахів та звірів значною мірою залежить від сезонних змін структури і складу раціону, міграцій. Хижаки концентрують розсіяні радіонукліди, а травоядні - остеотропні. Хребетні тварини, які використовують верхні яруси суходільних біогеоценозів, мають в своєму організмі найнижчі концентрації радіонуклідів.

Цікаві дані дає радіоекологія птахів, яка вивчає як особливості дії іонізуючого опромінення на цих тварин, так і спосіб їх життя в умовах радіоактивного забруднення середовища.

Перша група питань досліджувалася, головним чином, на свійській птиці. Для промислових видів було встановлено, що тетерук може накопичувати природних ізотопів урану на одиницю живої ваги у 4-6, а чирка - у 4-8 разів більше, ніж лось. Схожі результати отримано також щодо накопичення радію та торію. Це пов'язано з високою швидкістю метаболізму і невеликими розмірами птахів. Обмін радіонуклідів у них відбувається інтенсивніше, ніж в інших видів хребетних.

Особливості біології і значна мозаїчність випадання техногенних радіонуклідів ускладнюють дослідження особливостей радіоактивного забруднення диких промислових птахів у лісових біогеоценозах. Для цієї групи тварин характерна широка різноманітність кормової бази. Вони часто мігрують у пошуках їжі на значні відстані від місць гніздування. Радіоактивне забруднення перелітних птахів внаслідок міграційних процесів характеризується значною мінливістю. Тому безпосереднє зіставлення радіонуклідів в організмі птахів з радіоактивним забрудненням середовища досить умовне. Лише для осілих видів (тетерук, глухар, сіра куріпка, перепілка, рябчик) простежується наявність тісного зв'язку з радіоактивним забрудненням біотопів. Але ця залежність ускладнюється сезонними змінами раціонів. Так, навесні тетеруки, які живляться у цей період бруньками дерев, накопичують менше стронцію-90, ніж взимку і восени, коли вони добувають корм з поверхні ґрунту. Спостерігаються значні видові відмінності у концентрації радіоактивних ізотопів навіть у тих птахів, які населяють один біоценоз. У іволги, яка збирає корм у кроні дерев, кількість цезію-137 і стронцію-90 у їжі і тілі значно нижча, ніж у птахів, що живляться на землі чи стовбурах. Це результат неоднорідного вертикального розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах.

Радіоекологічні закономірності чіткіше проявляються щодо стронцію-90, ніж цезію-137, що пояснюється більшою метаболічною рухливістю останнього. Рослиноїдні птахи можуть концентрувати значно більше стронцію-90, ніж хижаки. Щодо цезію-137 спостерігається зворотна закономірність.

Поширення мігруючими видами птахів радіоактивних речовин за межі забруднених територій можливе через екскременти та трупи.

Питання пов'язані з накопиченням радіонуклідів промисловими копитними особливо загострилося, коли значна частина лісових екосистем Полісся потрапила в зону забруднення. Мисливське господарство, на відміну від тваринництва, значно тісніше пов'язане з екологічним станом довкілля. Наприклад, питома активність цезію-137 у м'язах лосів, благородних оленів і козуль восени може бути в 3, 10 і 20 разів вищою, ніж у великої рогатої худоби з тієї ж місцевості. При аналізі радіаційної ситуації, що склалася з промисловими копитними, особлива увага приділялася цезію-137, що є основним забруднювачем м'яса.

У схожих екологічних умовах концентрація цезію-137 у м'язах великих рослиноїдних тварин зменшується у такому порядку: козуля > дикий кабан > лось. Ця закономірність є сумарним результатом цілого комплексу факторів, серед яких слід відзначити тип травлення - ярус, у якому відбувається живлення, розміри тіла.

Гранично допустимі рівні щільності радіоактивного забруднення угідь, за яких м'ясо козулі буде відповідати існуючим санітарним нормам, а саме - 200 Бк/кг (ДР-97), виявилися досить жорстким - до 37 кБк/м² (менше 1 Кі/км²). Це значно ускладнює ведення мисливського

господарства, адже саме восени традиційно полюють на копитних звірів.

Потреби виробництва загострили інтерес до особливостей накопичення радіонуклідів у дичині в різні пори року. У промислових копитних не виявлено значних сезонних змін у концентрації стронцію-90. Цей елемент метаболічно відносно пасивний, бо накопичується переважно у кістках. Але дані, отримані для малих ссавців (мишовидні гризуни), не виключають можливості таких коливань. А питома активність цезію-137 у м'язах диких промислових копитних протягом року може змінюватися в значних межах. Це зумовлено особливостями кормової бази і кормової поведінки тварини.

Характерною зоною живлення дикого кабана взимку є лісова підстилка та верхні шари ґрунту. При такому способі добування їжі в організм тварин потрапляє значна кількість підстилки, деревини і верхніх шарів ґрунту, тобто саме тих горизонтів, де у лісових екосистемах концентрується основна частина продуктів поділу. У раціоні дикого кабана частка ґрунту може доходити до 2%, а коріння рослин до 87%. Ці сезонні особливості живлення приводять до того, що максимальний вміст цезію-137 у м'язах диких кабанів відмічається взимку, перевищуючи такий показник в інші пори року в кілька разів.

Лось і козуля відносяться до дендрофагів, які споживають головним чином пагони дерев, кущів і фітомасу чагарників. У козулі типовими осінніми кормами є осика, дуб (в тому числі жолуді), ожина, малина, чорниця, береза і верес. Ці корми становлять 90% раціону.

У лося і козулі сезонні зміни раціону принципово відрізняються від сезонних змін раціону у дикого кабана. Максимум накопичення цезію-137 у цих тварин припадає на кінець літа-осені. У цей період концентрація радіонукліда у м'язах може зрости у кілька і навіть десятки разів.

Різке збільшення вмісту радіоцезію у м'язах лося й козулі пов'язане з поїданням вересоцвітних. Ці рослини здатні до концентрації цезію-137 у фітомасі і можуть внести його до раціону лося близько 80%, а козулі - до 35%.

Зростання радіоактивного забруднення осіннього раціону козулі можуть спричинити також інші види кормів. Особливості впливу конкретних кормових факторів пов'язані з лісорослинними умовами. Наприклад, роль грибів у надходженні радіоцезію в організм козулі визначається ступенем їх споживання.

Внесок деяких кормових видів у надходження радіонуклідів в організм тварин зумовлений не лише споживанням, а й сезонними особливостями радіоактивного забруднення фітомаси. Так, наприклад, у пагонах підросту осики, дуба та ожини на початку осені спостерігається зростання вмісту цезію-137.

Таким чином, різке збільшення накопичення радіоцезію козулею зумовлене комплексом кормових факторів. Серед них слід виділити два основних:

- споживання кормів, що концентрують даний радіоактивний елемент;
- підвищення вмісту цезію-137 у фітомасі багатьох рослин, що входять до складу раціону, яке відбувається наприкінці літа - на початку осені.

Підсумовуючи аналіз сезонних коливань у накопиченні цезію-137 дикими промисловими копитними, слід зазначити, що вони мають видоспецифічний характер і зумовлюються особливостями раціону й кормової поведінки. Крім того, оцінка можливості використання ресурсів мисливської дичини у регіонах, що зазнали радіоактивного забруднення, потребує врахування характеристик кормових угідь тварин.

Вікові і статеві особливості в накопиченні радіоактивних речовин промисловими копитними відіграють незначну роль у практиці мисливського господарства. Вони значно менші, ніж зумовлені різницею у радіоактивному забрудненні території чи сезонними коливаннями вмісту радіонуклідів в організмі тварин. Крім того, ці відмінності проявляються для груп тварин, промислова експлуатація яких недоцільна. У молодих тварин обмін речовин інтенсивніший, що зумовлює більше концентрування тих радіонуклідів, що відкладаються у м'яких тканинах. У м'язах молодих лосів вміст цезію-137 на 10-40% вищий, ніж у старих, що живуть у тих самих біотопах. Схожу закономірність помічено й в інших видів промислових тварин - козулі, плямистого оленя, дикого кабана, вовка. Накопичення остеотропних радіонуклідів, навпаки, зростає з віком. Так, концентрація стронцію-90 в кістках 4-річних оленів значно вища, ніж у дворічних. Різниця у накопиченні радіонуклідів пов'язана зі статтю. У ссавців проявляється, як правило, у період вагітності чи лактації. Тоді накопичення радіонуклідів в організмі самок зростає. Це становить значну небезпеку для плоду.

На розподіл радіонуклідів в організмі тварин, крім тропності, впливають відмінності у фізіологічних функціях внутрішніх органів і тканин. Як правило, найвищий вміст радіоцезію спостерігається в нирках і м'язах диких промислових копитних. Високі рівні радіоактивного забруднення характерні також для тих метаболічно активних органів, як печінка і серце. Якщо концентрацію цезію-137 у м'язах взяти за 100%, то у тканинах печінки і міокарда вона становить близько 50-70%. Цей радіоактивний ізотоп практично не накопичується у крові і кістковому мозку, радіоцезій дуже нерівномірно розподіляється у шкірі тварин. Так, якщо порівняти вміст радіонукліда у шкірі й шерсті, то співвідношення буде відповідно 1:3,9.

Накопичення цезію-137 у м'язах інтенсивніше, ніж у внутрішніх органах, при тривалому споживанні кормів, що містять цей радіонуклід. Це співвідношення може змінюватись при сезонних коливаннях радіоактивного забруднення раціону. За різкого збільшення надходження радіонуклідів рівні накопичення цезію-137 у м'язах нижчі, ніж у внутрішніх органах, а при різкому зниженні - навпаки. У лісових екосистемах за неможливості контролювати процес надходження радіоактивних елементів таке співвідношення може дати уявлення про сезонні особливості забруднення організму диких промислових тварин.

Радіоактивне забруднення значних лісових територій потребує специфічних методів господарювання. Специфіка мисливського господарства дає змогу застосовувати деякі спеціальні прийоми, що можуть значно розширити використання радіоактивно забруднених угідь.

На територіях, де щільність забруднення угідь цезієм-137 перевищує 5 КБк/м², можливе полювання лише на пернату дичину з обов'язковим радіологічним контролем продукції. Відстрілювати копитних і хутряних звірів у таких господарствах недоцільно. При виділенні територій, що виключаються з промислової експлуатації у зв'язку з радіоактивним забрудненням, слід враховувати розміри кормових ділянок тварин та їх міграції.

Великий інтерес для вивчення радіаційного забруднення північної частини області представляє гідрологічний режим регіону.

Слід відмітити, що територія, яка зазнала забруднення дренається густою мережею природних водостоків - великих і малих річок. Найбільші серед них Уборть, Уж, Норин, Жерев, Болотниця, Словечна, які належать до басейну Дніпра та його притоки Прип'яті.

Про інтенсивність виносу радіонуклідів в р. Прип'ять її притоками дають уявлення дані таблиці 5.

Таблиця 5

Інтенсивність виносу радіонуклідів в р. Прип'ять її притоками

Роки	Винос, Кі	
	Цезій-137	Стронцій-90
1986	1785	746
1987	344	280
1988	256	506
1989	174	241
1990	125	273
1991	78	389

Явища, які відбуваються на забрудненій території, можна наочно відобразити на картограмах. Якщо одержані картограми потім сумістити з геологічною, тектонічною, гідрологічною та іншими картами регіону в одному і тому ж масштабі, можна провести цікавий аналіз наслідків радіаційного забруднення території, з'ясувати його зв'язок з геологією, геоморфологією, тектонікою, ґрунтовим покривом та іншими елементами ландшафту. Саме в цьому напрямі працюють зараз групи вчених, щоб детально вивчити наслідки радіаційного забруднення регіону. З 1993 р. розпочато комплексне картографування території забрудненої зони у масштабі 1:25000, яке включає в себе:

- літолого-фаціальне картографування верхнього поверху четвертинних відкладів;
- геоморфологічне районування за умовами вертикальної і латеральної міграції радіонуклідів;
- наземні гамма і бета зйомки;
- складання карт ізотопного вмісту радіонуклідів в ґрунтах в межах західного

сліду;

- дослідження міграції радіонуклідів в підземних водах забрудненої зони.

На підставі вже проведених робіт складена ландшафтна і геолого-тектонічна карта 30 км зони масштабу 1:100000.

Для здійснення інтеграції досліджень в одну систему, необхідно, щоб результати досліджень можна було зіставляти між собою. Необхідне також зіставлення різнопланових робіт для забезпечення точної просторової прив'язки усіх досліджень. В результаті ми отримаємо повну картину того, що відбувається в забрудненій зоні.

Вивчаючи наслідки аварії на ЧАЕС людина не може бути пасивним спостерігачем того, що відбувається на забрудненій території. З метою послаблення негативного впливу радіаційного забруднення науково-дослідними установами розроблений комплекс організаційних, агротехнічних, агрохімічних, технологічних та хімічних заходів, якими слід керуватися в господарській діяльності на забрудненій території.

До організаційних заходів відноситься:

- проведення інвентаризації угідь за щільністю забруднення і складання відповідних картограм для керівництва;
- зміна структури посівних площ, визначення площ для вирощування культур на продовольчі, фуражні потреби, на технічну переробку, на одержання насіння;
- та інше.

Агротехнічні заходи включають:

- збільшення частки площ під культури з низьким рівнем накопичення радіонуклідів;
- проведення глибокої оранки з оборотом шару;
- попередження повторного забруднення рослин шляхом скорочення кількості міжрядкових обробок, проведення робіт по вологому ґрунту, заміна механічної прополки хімічною;
- та інше.

До агрохімічних заходів відносяться:

- вапнування кислих ґрунтів;
- внесення підвищених доз калійних добрив;
- внесення підвищених доз фосфорно-калійних добрив;
- внесення органічних добрив;
- внесення азотних добрив в науково-визначених дозах (підвищені дози азотних добрив можуть викликати збільшення ізотопів цезію в рослинах);
- комплексне внесення різноманітних видів мінеральних і органічних добрив;
- та інше.

Технологічні заходи передбачають:

- промивку і первинне очищення зібраної плодоовочевої та технічної сировини;
- застосування прогресивних методів збирання зернових, овочевих і кормових культур, які не допускають вторинного забруднення врожаю;
- переробку зібраного врожаю з метою зниження концентрації радіонуклідів;
- та інше.

Ведення лісового господарства в забруднених районах здійснюється відповідно до рекомендацій розроблених колективом науковців під керівництвом академіка УЛАН Б.С. Прістера (1998).

Оскільки в лісах України ведеться інтенсивна багатоцільова господарська діяльність, пов'язана з використанням чисельних рослин і тварин, які відрізняються екологічними і біологічними особливостями, постає необхідність у всебічно обґрунтованому зонуванні лісових масивів. Це потрібно для організації і проведення багатьох заготівельних робіт: використання ресурсів деревних, ягідних та лікарських рослин, грибів, диких промислових тварин. Розподіл лісів забрудненої території на зони подано в таблиці 6.

Таблиця 6

Зонування лісів за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту радіоцезієм

Зона	Підзона	Щільність забруднення ґрунту, цезієм $^{137}\text{Kl}/\text{км}^2$	Регламентуючі вказівки
1		$>15,1$	Обмеження тривалості праці при проведенні лісгосподарських робіт, пов'язаних із збереженням насаджень, лісозахисних, протипожежних та лісовпорядкувальних робіт. Розробка спеціального режиму ведення лісового господарства.
2	а б в	5,1 – 7,0 7,1 – 10,0 10,1 – 15,0	Обмеження використання паливної та тонкомірної деревини, м'яса диких промислових тварин. Заборона на відстріл козулі. Забороняється використання деревини на паливо та виготовлення виробів побутового призначення і для зберігання харчових продуктів. Обмеження використання деревини на інші потреби.
3	а б	1,1 – 2,0 2,1 – 5,0	Обмеження використання їстівних грибів, дикоростучих ягідних рослин, деяких лікарських рослин. Заборона використання ягідних рослин, їстівних грибів. Обмеження використання лікарських рослин, диких промислових звірів.

Ведучи господарську діяльність на радіаційно забрудненій території, слід суворо дотримуватись рекомендацій наукових та директивних установ.

В той же час слід постійно досліджувати наслідки радіаційного забруднення територій, які потрапили в зону чорнобильського лиха. Це дасть можливість зробити належні наукові висновки щодо різних аспектів чорнобильської біди і прискорити реабілітацію постраждалого регіону

SYNTHETIC ZEOLITES AND ACCUMULATION OF STRONTIUM AND CAESIUM BY PEA, CABBAGE AND CARROT

**E. Nalborczyk,
S. Pietkiewicz,
T. Loboda,
O. Horodecki,
B. Janowska**

Poland, Plant Physiology Department, Warsaw Agricultural University, Warsaw
Poland, Department of Agriculture Development and Menagement,
Technical University of Bialystok

Наведено результати застосування гранульованих синтетичних цеолітів та їх вплив на вміст стронцію в урожаї пасльонових культур.

One of the symptoms of environmental degradation is accumulation of heavy metals in the soils. The change in chemical composition of the soil induces essential changes in the chemical composition of plants. In consequence, the accumulation of heavy metals is transfer from soil to :

plants-animal-man. The augmented accumulation of Cs and Sr by plants means the problem of contamination of animal and human food. Such process can be prevented by the immobilization of heavy metals during plants' growth by added zeolites minerals. The application of synthetic zeolites gives the chance of elimination of Cs and Sr pollution directly from the soil (indirectly from plants) because these ions are easily adsorbed by zeolites.

The aim of the experiment was to examine the accumulation of strontium and caesium in different plants and their organs and to estimate the possibility of applying synthetic zeolites as those ions' absorbents in polluted soils. An attempt to use granulated zeolites for the clearing soils of the strontium and caesium ions as well reducing their absorption by the plants has been undertaken.

Materials and methods

The pot experiment was carried out in 2000 in greenhouse of Warsaw Agricultural University with the soil artificially contaminated with stable strontium and caesium. Soil samples were taken from the upper layer (0-20 cm) of the field in Chylice. The experiment was conducted with the Wagner pots fulfilled with 9 kg of soil combined with sand in 7:2 v/v.

The mixture of natural soil with sand was supplemented with strontium and caesium ions in the following amount and form: Sr 79 mg kg soil as $\text{SrCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ and Cs 79 mg kg soil as CsNO_3 . Three experimental treatment were established: 1. Soil with strontium and caesium as a control, 2. Soil with strontium, caesium and zeolites and 3. Soil neither contaminated nor with zeolites. There were 5 replicates of the treatment. There were used 3 zeolites (Z2 sodium – calcium 180 g) per an appropriate pot. The analyzed plant species were: white cabbage, carrot and pea as common cultivars. All experimental treatments were applied for each studied plant species. The seeds were sown on 26.04.99, carrot and pea directly into the pots, while the cabbage firstly into the boxes, and then transplanted to the pots. Presowing fertilization rates were: cabbage - 0.7 g N as NH_4NO_3 , 0.25 g P_2O_5 as $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$, 0.9 g K_2O as K_2SO_4 , 0.09 g CaO as CaCl_2 and 0.06 g MgO as $\text{MgSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$, while for carrot and pea they were: 0.5 g, 0.2 g 0.65 g 0.4 g 0.08 g and 0.2 g, 0.15 g, 0.5 g, 0.3 g and 0.06, respectively. Also full micronutrient solution for each plant species was added. During the vegetation the plants were watered with distilled water up to 70 % of water capillary capacity. At the harvest the plants were divided into individual organs, washed both in tap and redistilled water. Then dried at 60°C, weighed and thereafter grounded. Plant material was burned on dry at 450°C and kept on to finish burning under concentrated HNO_3 with addition of perchloric acid and then dissolved in 20% HCl. Soil samples for each treatment were taken using Egner equipment, dried at 20°C, then they were sieved using mesh 1 mm, grounded and burned at 450-500°C. So prepared samples underwent mineralization in 20 % HCl by boiling them for 30 min. The obtained extracts were hotly filtered. The mineralizates were analyzed for individual elements' content using Atomic Adsorption Spectrometry for caesium and Atomic Emission Spectrometry methods for strontium content determination. Photosynthetic rate was measured using Li-Cor 6200 gas analyzer. Original ANOVA program (J. Górczyński) was used for testing statistical hypothesis.

Results and discussion

Content of both studied metals was much lower in studied parts of pea, cabbage and carrot when zeolites were used than when plants were grown with these metals but without zeolites (Fig. 1). Sometimes these differences were very big eg. content of strontium in cabbage shoot was about seven times lower when zeolites were added. Usually strontium was much higher absorbed by zeolites than caesium.

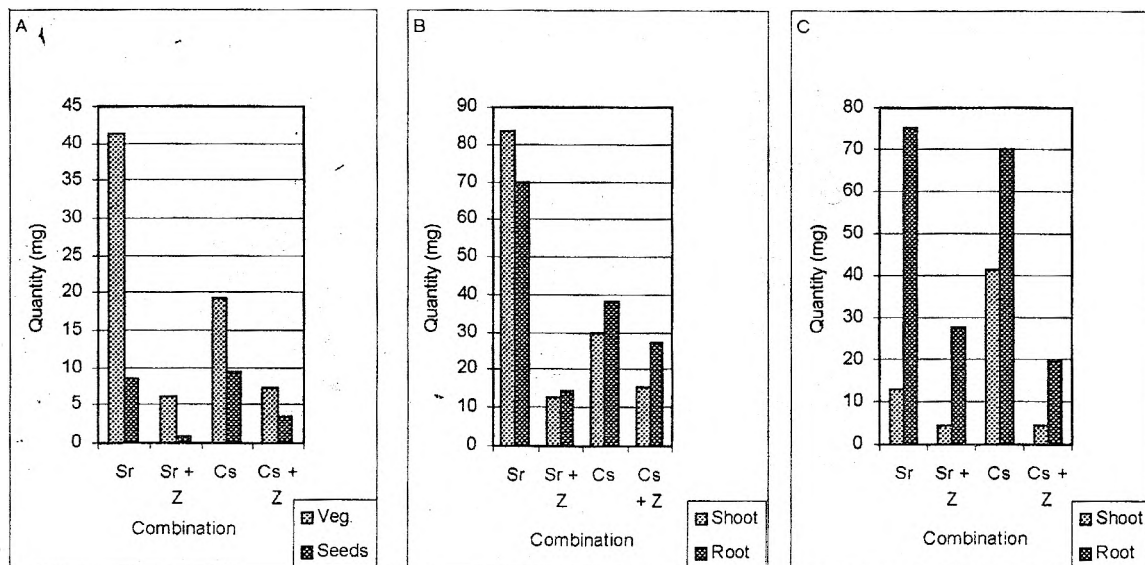


Fig. 1. Content of Sr and Cs in vegetative part and seeds of pea (A), in shoot and root of cabbage (B) and in shoot and root of carrot (C) in mg in presence and absence of zeolite.

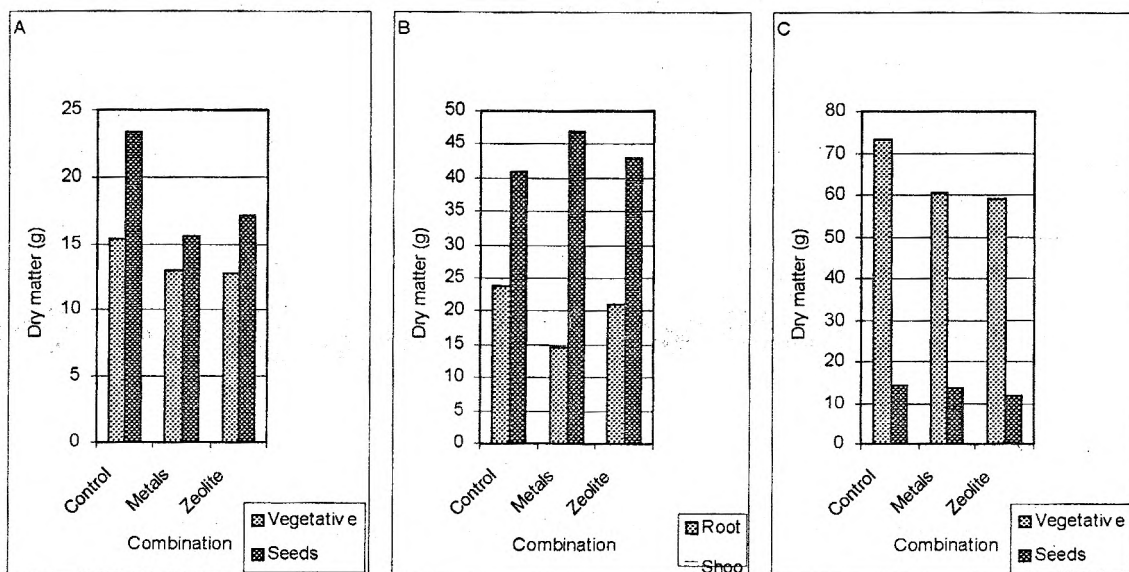


Fig. 2. Average dry matter of vegetative part and seeds of pea (A), root and shoot of cabbage (B) and root and shoot of carrot (C) in control, in presence of metals and in presence of zeolite.

Usually dry matter of studied plants was the highest in the control ie. without contamination with Sr and Cs (Fig. 2). When metals and/or zeolites were used dry matter was lower with exception of dry matter of cabbage shoot which was higher than that of control plants. One explanation could be that zeolites remove from the soil also other nutrients.

Photosynthetic rate of pea was the highest in control which was without zeolites and without metals (Fig. 3). Presence of Sr and Cs caused twice lower photosynthesis and presence of metals and zeolites lowered photosynthetic rate about 20%. The same was found for other studied species. Lower photosynthetic rate in combinations with metals and zeolites can influence lower dry matter production of plants grown with metals and with metals and zeolites.

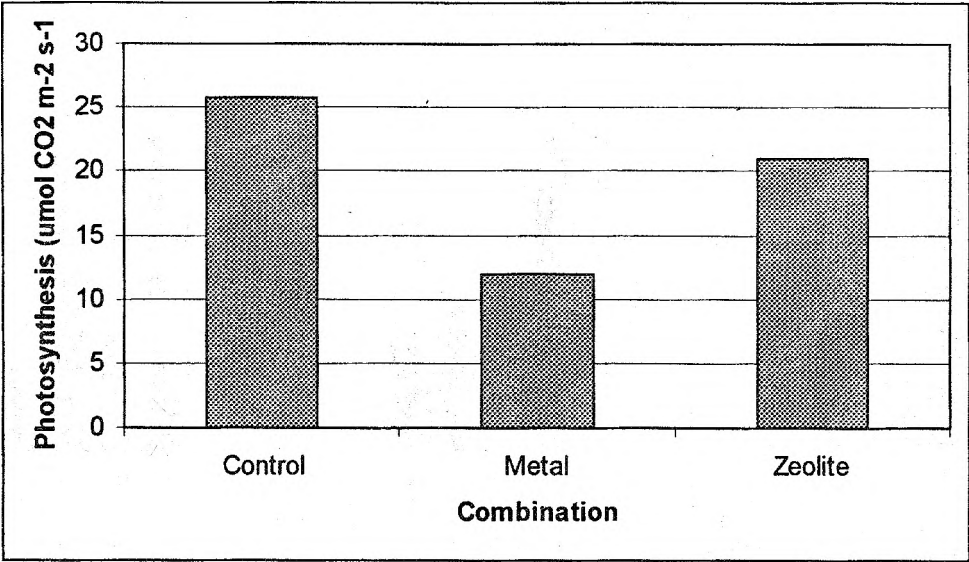


Fig. 3. Photosynthetic rate of pea in control, in presence of metals and in presence of zeolite.

More than a half of strontium and about one forth of caesium were accumulated in zeolites. There were small amount of these metals in plant and the rest was in the soil (Figs. 4-6).

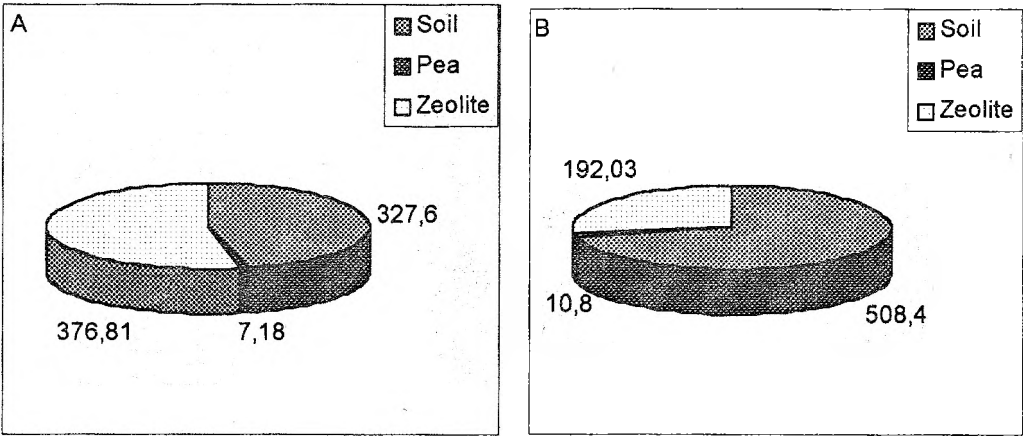


Fig. 4. Balance of strontium (A) and caesium (B) in soil, pea and zeolite in mg.

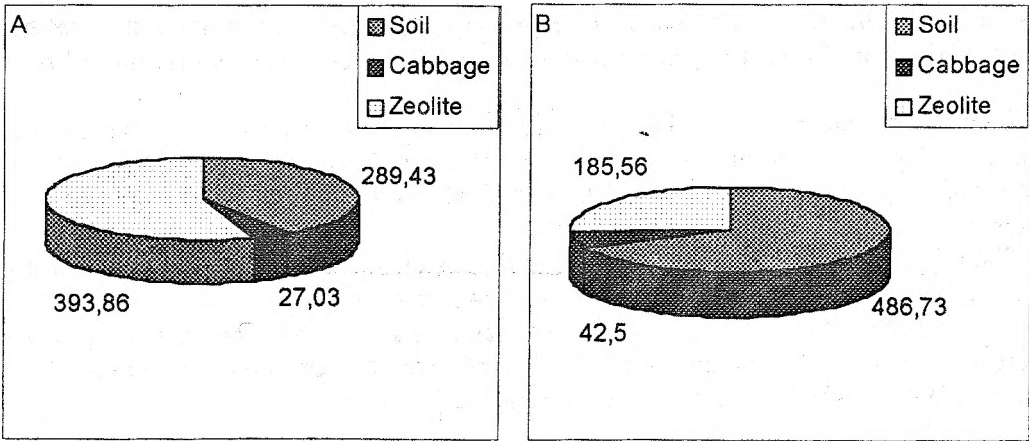


Fig. 5. Balance of strontium (A) and caesium (B) in soil, cabbage and zeolite in mg.

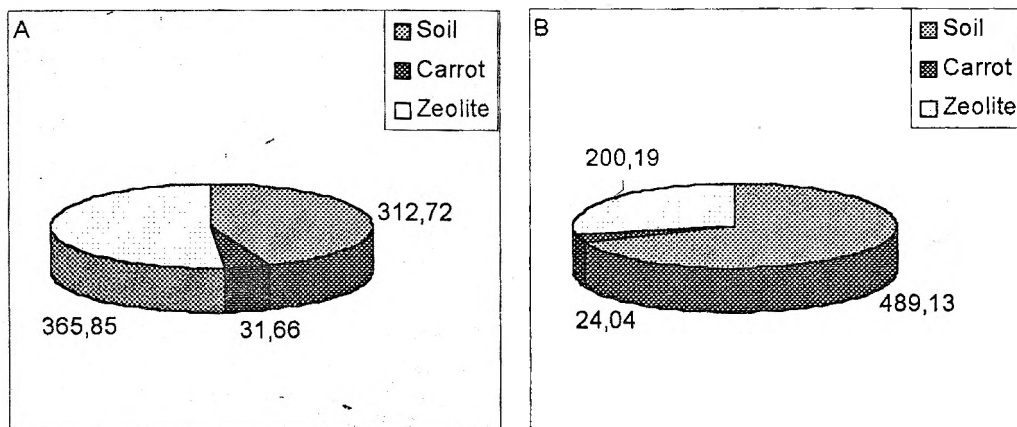


Fig. 6. Balance of strontium (A) and caesium (B) in soil, carrot and zeolite in mg.

Conclusions

An introduction of synthetic zeolites to the soils contaminated with strontium and caesium brought about significant reduction in uptake and accumulation of these elements for all investigated crops.

Synthetic zeolites added to the soil lowered its strontium and caesium ions contents, depending on the crop and kind of ions.

The very high absorption of strontium and caesium by the points to the possibilities of cultivation the crop all over the areas contaminated with the radionuclides of these elements thus leading to significant soil decontamination.

The introduction of synthetic zeolites into soil artificially polluted with Cs and Sr ions results in much lower accumulation of those ions in examined plant species in comparison with polluted control without zeolites.

The presence of zeolites in soil has not clearly influenced the percentage of distribution of the accumulated CS and Sr between plants' organs in the experiment

The level and the pattern of plants' organs contamination by Cs and Sr metals from polluted soils was different in examined crops. The significant concentration of those atoms (or their radioisotopes) in plants' organs used as animal or human foods, creates the higher health risk.

ЗАЛЕЖНІСТЬ РОЗВИТКУ РИЗОКТОНІОЗУ КАРТОПЛІ ВІД МАСИ БУЛЬБ ТА СТУПЕНЯ ЇХ ЗАСЕЛЕННЯ СКЛЕРОЦІЯМИ RHIZOCTONIA SOLANI

О.А. Саюк

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Висвітлена залежність розвитку ризоктоніозу від маси садивного матеріалу картоплі і ступеня його заселення склероціями Rhizoctonia solani. Доведено, що оптимальною величиною посадкової бульби є маса 71-90 г при ступені ураження склероціями 1 бал.

Одним з важливих методів, який дозволяє знизити ураження картоплі збудником Rhizoctonia solani - є ретельне передпосадкове перебирання садивного матеріалу після зимового зберігання. Добрі наслідки отримують при посадці середньою фракцією, зокрема 50-70 г. Однак відомо, що відсоток виходу таких бульб у врожаї низький. Крім того, не вивчено

вплив маси бульб, які несуть різну кількість інфекції гриба *Rhizoctonia solani*, на прояв ризоктоніозу і накопичення інокулуму. Деякі дослідники повідомляють, що використання для посадки великих (130 г) і дрібних (30 г) бульб значно впливає на розвиток хвороби. У літературі є відомості, що у рослин, які сформувалися від великих і дрібних бульб, ризоктоніоз сильно сповільнює ріст, зменшує кількість стебел в кущі на 10-31%, а врожайність знижується на 4-22% відповідно (G.A.Hide, P.J. Read, S.M.Hall, 1992).

Вивчена роль маси посадкових бульб у формуванні насіннєвої фракції і її вплив на продуктивність рослин картоплі. Для отримання високих і стійких врожаїв ряд дослідників рекомендує використовувати бульби масою 50-90 г з відповідною густотою посадки і агротехнікою. Дрібні бульби мають слабку силу проростання, їх висаджують з більш високою густотою. Рослини від таких бульб мають меншу надземну масу, ніж від середніх і великих, а також низький фітосинтетичний потенціал. Тому протягом вегетації вони є більш сприйнятливими до ураження ризоктоніозом. Це, в свою чергу, приводить до збільшення чисельності гриба *Rhizoctonia solani* на бульбах і в ґрунті (Frank, Leach, 1980).

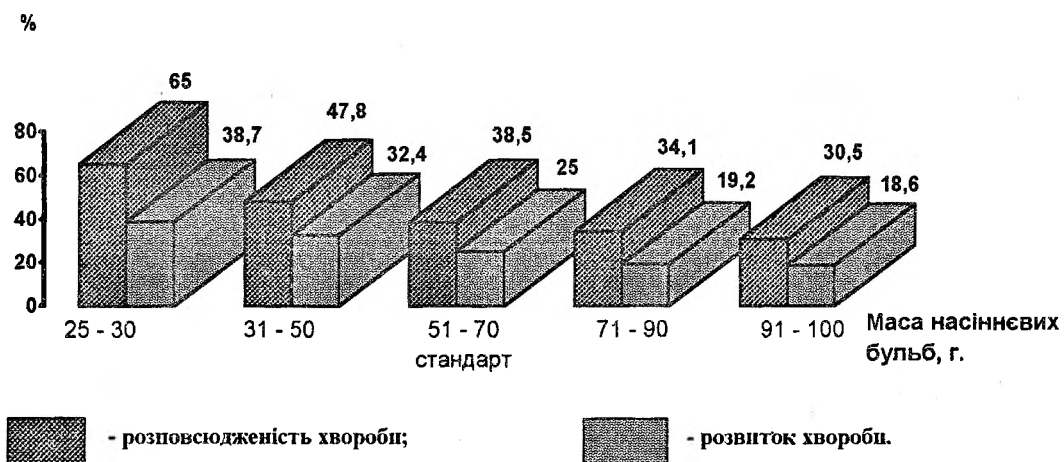


Рис. 1. Ураженість паростків картоплі ризоктоніозом в залежності від маси насіннєвих бульб (сорт Водограй).

В зв'язку з недостатнім вивченням питання залежності розвитку ризоктоніозу картоплі від взаємозв'язку між масою бульб та ступенем їх заселення склероціями протягом останніх десятиліть, нами, в умовах природного і штучного інфекційного фону, були проведені дослідження, щодо впливу маси насіннєвих бульб з різним ступенем ураження на проявлення хвороби в паростках, а також утворення стадії спокою-гриба *Rhizoctonia solani* на бульбах. Польові дослідження проводили протягом 1999 -2001 років в умовах дослідного поля, а лабораторні - при кафедрі селекції і фітомедицини ДАУ. Виділення гриба в чисту культуру здійснювали за методикою Кінейдер та ін. (1980). У досліді використовували картопляно-декстрозове середовище, яке містило 200 г картопляної витяжки, 20 г декстрози, 20 г агару та 1 літру дистильованої води. Ізолювання гриба і пересів проводили в мікробіологічному боксі. Ізоляти виділяли з склероців районуваних сортів картоплі. Вирощували чисту культуру у термостаті при температурі 21 °С. Для зараження використовували десятиденну культуру гриба попередньо виділених найбільш патогенних штамів. Оцінка різного за масою посадкового матеріалу на стійкість до ризоктоніозу проводилась лабораторно-вегетаційним методом. По 10 бульб кожної фракції висаджували у поліетиленові пакети і присипали 1,0 см шаром ґрунту, потім заражали 10-ти денною культурою в об'ємі однієї чашки Петрі. Оцінку ураженості проводили перед появою сходів.

В умовах природного інфекційного фону в кожне гніздо вносили 10-ти денну культуру гриба в об'ємі однієї чашки Петрі. Висаджували по 10 бульб кожної фракції з ступенем ураження бульб 0, 1, 2, 4, для спрощення підрахунків бульби з ступенем ураження 3 і 5 не

використовували. Облік ураження ризоктоніозом проводили тричі: перед появою сходів, в період бутонізації та на початку масового відмирання бадилля. Ступінь ураження паростків та підземної частини визначали за 5-ти бальною шкалою, яку можна легко перевести в 9-ти бальну.

В результаті досліджень на штучному інфекційному фоні виявлено, що використання для посадки бульб крупної насінневої фракції (71-90 г, 91-100 г) у порівнянні з контролем (51-70г) сприяє зниженню розвитку хвороби на паростках в 1,3 рази. Посадка бульб дрібної насінневої фракції (25-30 – 31-50 г) в цьому випадку викликає збільшення ступеня ураження паростків в 1,4 рази (рис. 1).

Крім маси бульб значний вплив на проявлення ризоктоніозу під час вегетації картоплі має ступінь заселення їх склероціями гриба *Rhizoctonia solani*. Нами встановлено, що на природному інфекційному фоні найбільш придатними для посадки є бульби 71-90 г при слабкому ступені їх заселення склероціями патогену (1 бал). Зменшення ж маси бульб до 25-30 г (заселеність – 1 бал) сприяє підвищенню розповсюдженості ризоктоніозу на паростках в середньому на 4.7 %, повній їх загибелі від хвороби – на 5.7%, столонах – на 8.5%, прояву “білої ніжки” – на 7,1% (табл. 1).

Таблиця 1

Вплив маси бульб при різному ступені їх заселення склероціями гриба *R. solani* на проявлення ризоктоніозу картоплі
(сорт Водограй, на природному інфекційному фоні, середнє за 1999-2001 рр.)

Маса бульби, г	Ступінь заселення бульб склероціями <i>R. solani</i> , бал	Проявлення хвороби, %			
		на паростках		на столонах	на стеблах “біла ніжка”
		всього	загинуло		
Близько 30	0	16,0	10,7	13,6	7,1
	1	20,2	12,8	16,4	11,9
	2	48,7	27,6	46,6	23,8
	4	86,7	53,7	61,7	36,6
31-50	0	13,6	7,6	9,5	4,8
	1	18,1	9,3	13,3	7,1
	2	40,2	17,4	38,0	16,6
	4	76,5	36,9	50,6	23,8
51-70 - стандарт	0	12,8	4,8	4,8	2,4
	1	16,0	8,1	10,5	2,4
	2	36,4	11,7	28,3	7,1
	4	64,4	29,9	45,6	14,3
71-90	0	11,2	3,1	48,5	0
	1	15,5	7,1	7,9	4,8
	2	30,2	8,8	20,0	9,5
	4	51,8	16,6	39,2	11,9
91-100	0	13,3	2,9	3,1	0
	1	13,1	4,1	5,2	0
	2	23,3	4,6	13,3	9,5
	4	40,9	6,9	29,9	14,3

Кількість стебел на 1 куш при цьому знижується в 1,1-2 рази, висота рослин – в 1,2 – 1,8 рази, а їх продуктивність в 1,2 – 1,6 рази. Вихід насінневої фракції зменшується на 10-32 %. Ступінь заселення бульб склероціями гриба *Rhizoctonia solani* збільшується на 0,7-11,6 % (табл. 2.)

Використання для посадки бульб в сильному ступені (4 бали) заселених склероціями патогену викликає значне підвищення розповсюдженості ризоктоніозу картоплі. Так, зменшення маси насінневих бульб до 25-30 г приводить до підвищення прояву хвороби на паростках на 12,6-34,9 %, повної загибелі їх від ураження *Rhizoctonia solani* – на 13,3-37,1; на

столонах – 6,4-22,5 %. Розповсюдженість “білої ніжки” збільшується – на 2,5-25% (табл. 1.). Густота стеблостою при цьому знижується в 1,6 – 2,8 рази, висота рослин – в 1,2-2, а їх продуктивність – в 1,2-1,8 рази. Вихід насінневої фракції зменшується на 13-27 %. Ступінь заселення бульб склероціями патогену збільшується на 8,8-34,6 % (табл. 2.).

Таблиця 2.

Вплив маси бульб на продуктивність рослин картоплі і заселеність нового врожаю склероціями *R. Solani* (сорт Водограй, на природному інфекційному фоні, середнє за 1999-2001 рр.)

Маса бульби, г	Ступінь засе- лення бульб скле- роціями <i>R. solani</i> , бал	Кіль- кість стебел на кущ, штук	Висота рослин, см	Заселеність бульб склероціями, %		Вро- жай- ність, ц/га	Знижка врожаю		Вихід насінневої фракції, %
				1	2		ц/га	%	
Близько 30	0	2,7	35,6	15,2	5,7	244,8	-	-	54
	1	2,2	29,7	46,4	13,8	216,0	28,8	12,0	49
	2	1,4	23,1	95,0	28,3	184,0	60,8	25,0	48
	4	0,9	19,3	95,0	60,3	149,4	95,4	39,1	41
31-50	0	3,8	41,6	10,5	5,7	267,0	-	-	61
	1	3,3	37,1	42,6	12,4	248,0	19,0	7,1	57
	2	1,9	29,7	79,3	24,5	211,5	55,5	20,8	55
	4	1,2	23,6	95,0	59,9	188,0	79,0	29,6	52
51-70 стан- дарт	0	4,6	41,4	9,0	2,7	284,3	-	-	74
	1	3,8	43,2	39,2	2,9	274,0	10,3	3,6	71
	2	2,4	36,6	65,4	10,0	256,5	27,8	9,8	67
	4	1,7	31,8	83,1	34,5	221,0	63,9	22,3	62
71-90	0	5,2	58,4	3,6	1,9	343,5	-	-	83
	1	4,3	53,7	20,4	2,2	336,0	7,5	2,2	81
	2	3,6	43,7	44,9	8,8	290,5	53,0	15,4	76
	4	2,7	38,8	69,4	25,7	266,0	77,5	22,6	75
91-100	0	6,0	61,1	3,3	1,4	352,0	-	-	87
	1	5,0	57,5	15,7	2,7	345,0	7,0	2,0	86
	2	4,1	50,4	30,2	5,5	298,0	54,0	15,3	83
	4	3,3	43,0	44,7	18,8	288,0	64,0	18,2	77

Примітки:

1. Розповсюдженість хвороби, %
2. Розвиток хвороби, %

Таким чином, розвиток ризиктоніозу на підземних органах рослин картоплі в період вегетації залежить від маси насінневих бульб і від ступеня їх заселеності склероціями *Rhizoctonia solani*. З результатів досліджень видно, що при посадці насінневих бульб потрібно в комплексі враховувати ці два показники, які є прямопропорційними. При збільшенні маси посадкового матеріалу можливо використання бульб з вищим ступенем ураження склероціями і навпаки. Для зниження шкодочинності хвороби, накопичення патогену в ризосфері картоплі та отримання насінневого матеріалу вільного від склероціїв гриба доцільно використовувати для посадки бульби масою 71-90 г в слабкому ступені заселених *Rhizoctonia solani*. Бульби масою 51-70 г необхідно висаджувати лише в тому випадку, якщо вони не заселені склероціями патогену. Виявлену нами закономірність в першу чергу слід враховувати при закладці розсадників розмноження, при вирощуванні насінневої картоплі високих репродукцій, тобто в системі первинного насінництва картоплі.

УДК 632. 78: 634.1: 632. 95

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЗАХИСТУ ЯБЛУНІ ВІД ШКІДНИКІВ В САДАХ РІЗНОГО ТИПУ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

В.В. Заморський,
І.В. Крикунов

Україна, Уманська державна аграрна академія

Встановлено екологічно обґрунтовані та високоефективні дози при захисті яблуні гормональними препаратами інсегар, димілін, алсистин від лускокрилих шкідників в насадженнях різного типу.

Заміна малопродуктивних насаджень новими інтенсивними передбачає використання слонових слаборослих підщеп. Проте у садах з меншими розмірами дерев та з більшою їх кількістю на одиницю площі створюються нові агроценози, які відрізняються не тільки мікрокліматичними умовами та агробіологічними особливостями, але й фауною шкідників, їх чисельністю і шкодочинністю. Це в свою чергу потребує уточнення окремих прийомів, методів, засобів захисту рослин, які повинні бути адаптовані до фауністичних і, особливо, до екологічних змін в умовах сучасної інтенсифікації галузі садівництва. При екологічно зрівноваженому інтегрованому захисті садів необхідно регулювати чисельність шкідливих об'єктів за рахунок максимального збереження і використання природних факторів.

Експериментальні дослідження проводились в науково-дослідному господарстві "Родниківка" Уманської державної аграрної академії в 1993-1999 роках. Погодні умови за роки досліджень були сприятливими для плодкових культур та масового розвитку лускокрилих шкідників. Виявлення і обліки фітофагів проводили шляхом маршрутних і стаціонарних дослідних обстежень в яблуневих садах різних типів: середньорослих на підщепі ММ106, карликових на підщепах М9 і М26 з різним інсектицидним навантаженням. Формування крон розріджено-ярусне, помологічний сорт Айдаред. Термін закладання плодкових насаджень - 1977 і 1984 рр. Ефективність використання препаратів із різних хімічних груп (перетройти, фосфорорганічні, гормональні) в регуляції чисельності лускокрилих шкідників проводили за методикою Васильєва В.П. та ін.

В результаті проведених досліджень встановлено, що на динаміку температури і вологості впливав тип плодкових насаджень. Так, у карликовому саду, починаючи з травня, температура повітря вдень вища ніж в сильнорослому. У карликовому саду температура найбільш інтенсивно піднімалась з 9 до 18 години дня, а на вечір різко знижувалась і ставала нижчою температури повітря в сильнорослому саду, що, на нашу думку, пов'язано з меншим об'ємом крони в карликовому саду, за рахунок чого швидше віддається тепло. У сильнорослому саду температура більш вирівняна, її зміни відбуваються плавніше, що особливо відмічається в цих садах при повній облистяності. Також у цьому типі саду відмічається більш висока відносна вологість повітря. В обох типах саду цей показник був найбільш високим з 1 години до 7 години ранку, а в день поступово знижувався, нерідко спадаючи до 27% у карликовому і 31% у сильнорослому яблуневому садах.

Кількість відловлених за вегетацію на феромонні пастки метеликів яблуневої плодожерки була завжди вищою в сильнорослому саду. У середньому за три роки досліджень у цьому типі саду на 1 пастку було відловлено 120 метеликів як першого, так і другого покоління, що на 30% перевищувало кількість відловлених метеликів у саду на карликовій підщепі.

Порівняльна характеристика видового складу і рівня паразитування в садах, де застосовували і не застосовували інсектициди показала, що в садах з інсектицидним навантаженням зникає два види паразитів: паразит плодожерки *Ashrysocharodes niveipes* і паразит молі *Pediobius alceus*. При відсутності інсектицидного пресу роль паразитів зростала, вони заражували 8-15.2% гусениць яблуневої плодожерки і 81.8-89.5% гусениць і лялечок

нижньобокової мінуючої молі порівняно з іншими варіантами. Найбільший рівень зараження нижньобокової мінуючої молі паразитами був відмічений у сильнорослому саду - в середньому за роки досліджень 53.3%. Найменше зараження при однаковому пестицидному навантаженні відмічено в карликовому саду на підщепі М9 -46.8%.

Найбільший показник біологічної ефективності використання препаратів був відмічений в карликовому саду. У середньому за роки досліджень він склав по яблуневій плодожерці 90.3%, листокрутках-92.8%, мінуючих молях 70.8%, що на 5-9.9% вище показника біологічної ефективності у сильнорослих плодових насадженнях.

В умовах домінування брунькової і плодової листокруток, що спричиняють в основному кількісні втрати урожаю, порівняно високу ефективність забезпечує одноразове використання інсектицидів з високою ларвіцидною активністю у фенофазу відокремлення бутонів.

Двократне обприскування інсегаром з нормою витрати 0.6 кг/га, диміліном- 1кг/га і алсистином- 1 кг/га забезпечувало зниження пошкодженості яблуневою плодожеркою плодів валового врожаю відповідно до 2; 1.9; 1.7% при 2.1% пошкоджених плодів на еталонному варіанті та 25.4% на контролі. Кількість мін на варіантах, де використовувались ці препарати у вищезазначених нормах, коливалась від 10.3 до 19.8 шт. на 100 листків, що було майже на рівні еталонного варіанта - 14.5-19.6 мін, тоді як у контролі цей показник становив 42.3-54.7 міни на 100 листків. Використання гормональних препаратів проти гусениць листокруток показало, що найбільша біологічна ефективність була відмічена при обприскуванні інсегаром і становила залежно від норми витрати препарату 94.3-98.7%.

Порівняльні обліки чисельності ентомофагів при різних схемах захисту показали, що використання гормональних препаратів у вищезазначених нормах витрат не впливає на чисельність кокцинелід і хризоп та рівень зараження паразитами нижньобокової мінуючої молі, на відміну від еталону, де ці показники зменшились у 1.2-1.9 раза порівняно з контролем. Однак, подальше збільшення норм витрат гормональних препаратів зменшувало рівень зараження паразитами нижньобокової мінуючої молі на 9.6- 23.2%.

Відмічено, що при дворазовому обприскуванні гормональними препаратами показники економічної ефективності були на рівні еталону, де проводили 4- кратне обприскування піретроїдними та фосфорорганічними інсектицидами.

Токсикологічне навантаження за кількістю внесених напівлетальних доз на 1га при обприскуванні РРН зменшувалось у 20-350 разів порівняно з обприскуванням фосфорорганічними препаратами і в 10-13 разів порівняно з піретроїдними препаратами. Біологічна ефективність інсектицидів залежить від типу обприскуваного саду. При однакових нормах витрат препаратів та однаковому формуванні крони найбільший показник ефективності був відмічений у карликовому саду.

Таким чином, результати проведених досліджень показали, що екологічно обґрунтованими та високоефективними в захисті яблуні від лускокрилих шкідників, є гормональні препарати: інсегар 0.6кг/га, димілін -1кг/га, алсистин- 1кг/га, дворазова обробка якими забезпечує ефективність на рівні еталонного варіанту, де проводили 4-разове обприскування піретроїдними і фосфорорганічними інсектицидами.

УДК 631:633.1.11

НАПІВКАРЛИКОВІ СОРТИ ПШЕНИЦІ – БІОЛОГІЧНА ОСНОВА ІНТЕНСИВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ

О.Л. Уліч

Україна, Кіровоградська обласна державна сортовипробувальна станція

Розглядаються біологічні, агрономічні та господарсько-цінні ознаки й властивості низькорослих сортів озимої пшениці як біологічної основи інтенсивних технологій.

Проблема збільшення виробництва високоякісного продовольчого зерна була й залишається ключовою для всієї економіки України. Однак в останні роки, в період переходу країни до ринкових суспільних відносин відмічається значний спад рівня й стабільності виробництва зерна, особливо високоякісних пшениць.

У цьому зв'язку незмірно зростає роль і значення сорту, як найбільш дешевого, доступного, найбільш окупного і визначального фактора зростання урожайності й стабільності виробництва.

Останнім часом вітчизняною селекцією створено чимало нових сортів озимої пшениці. Вони відрізняються між собою морфологічними ознаками, біологічними властивостями, господарсько-цінними якостями, мають певну функціональну зорієнтованість відносно агроєкологічних умов вирощування та різний адаптивний рівень стійкості до факторів середовища. Особливої уваги заслуговують напівкарликові сорти. Це практично сорти цілком нового, інтенсивного типу з поліпшеними агробіологічними, адаптивними і господарсько-економічними ознаками й властивостями. Вперше низькорослі пшениці почали вирощувати в Японії, яку М.І.Вавілов (1987) вважав центром короткостеблових пшениць і де було одержано перші справжні напівкарлики. Сорт Норін 10 (переданий у виробництво в 1935 р.) фактично відкрив нову сторінку в історії селекції пшениць, став джерелом всесвітньовідомих нових низькорослих сортів Гейнес, Питик 62, Лерма Ройо 64, Санора 6 і інших (Я.Леллі, 1980). Цікаво, як відмічають С.П.Лифенко (1987), Моргун В.В. (1995), що в родовідну сорту Норін 10 входять американський сорт Тюркі ред, який в свій час був виділений добром з української Кримки.

Нових визначних успіхів у селекції напівкарликів було досягнуто в Міжнародному центрі з покращення кукурудзи й пшениці у Мексиці (1944) під керівництвом американця Нормана Борлагуа, перед яким стояло завдання допомогти Мексиці допомагати самій собі. Перші високоврожайні низькорослі мексиканські пшениці почали впроваджуватись в 1961 році. Завдяки чому в цій країні урожайність пшениці зросла з 8 ц/га в 40-х роках до 19.7 в 1964 і до 27.9 ц/га в 1971 році. Успіх Борлагуа заслужено відмічений в 1970 році Нобелівською премією. Виведення й упровадження у виробництво напівкарликових сортів ярої й озимої пшениці сприяло забезпеченню значного збільшення валових зборів зерна у всьому світі, в багатьох країнах подвоїло врожайність, сприяло одержанню рекордних урожаїв і за своїм соціальним значенням було названо "зеленою революцією" (В.В.Моргун, В.Ф.Логвиненко, 1995).

В Україні перші низькорослі сорти були створені і районовані на початку 80-х років у селекційно-генетичному інституті академіком УААН Лифенко С.П. (Одеська напівкарликова – 1980 р, Обрій – 1983, Південна зоря – 1983), інституті фізіології рослин і генетики НАН академіком НАН Моргун В.В. (Київка – 1981 р.), інституті рослинництва УААН (Напівкарлик 3 – 1985 р.). Нині до Реєстру сортів рослин України занесено 24 низькорослих сорти озимої пшениці м'якої, або більше третини (34.8%) від усіх зареєстрованих. Найбільше низькорослих сортів у Реєстрі представляє селекційно-генетичний інститут УААН – 10, інститут фізіології рослин і генетики НАН – 3. Білоцерківська дослідно-селекційна станція інституту цукрових буряків УААН та інститут зрошуваного землеробства УААН – по 2, селекційні установи Росії – 4. На зорі впровадження низькорослих сортів у виробництво

найбільшого поширення мали сорти Одеська напівкарликова, Лан, Південна Зоря, Киянка, Спартанка, Скіф'янка, Донська напівкарликова та інші. Пізніше районовані сорти Київська остиста, Тіра, Одеська 162, Лада одеська, Леля, Київська 8, Ятрань 60, Селянка тощо. Потенційна урожайність цих сортів досягає 9-10 і більше тонн із гектара. Так, в Кіровоградській обласній державній сортовипробувальній станції в конкурсному сортовипробуванні по пару сорт Одеська 132, Скіф'янка, Юна в окремі роки формували урожайність 95.3-99.8 ц/га, а сорт Одеська 162 - 110.6 ц/га. Більшість сучасних низькорослих сортів перевищують за врожайністю традиційні середньорослі і високорослі (Табл. 1).

Високої урожайності напівкарликів було досягнуто в багатьох господарствах України на великих площах. У 1987 році в колгоспах імені Ульянова і Калініна Ульянівського району Кіровоградської області сорт Лан на площах 67 і 70 гектарів видав по 71.4 і 70 ц/га. У 1989 році в господарствах Голованівського району сорту Спартанка на площі 751 гектар одержано по 71 ц/га. 1990 року 9 колгоспів Ульянівського району на площах по 80-267 га мали врожайність сорту Спартанка від 58.8 до 73.2 ц/га. У теперішній час (1997 р.) сорти Одеська 132 і Одеська 162 в господарствах Ульяновського району видали по 47.3 ц/га, в п'яти з них по 50.2-55.9 ц/га.

Доброю адаптивністю, зимо- і морозостійкістю, посухостійкістю, здатністю формувати стабільно високі урожаї при різних гідротермічних умовах відзначаються низькорослі сорти Лада одеська, Тіра, Ятрань 60, Херсонська безоста, Селянка, Ніконія, які формували високу урожайність не тільки в роки зі сприятливими погодними умовами, але й в екстремальних умовах посухи 2000-го року і забезпечили урожайність по пару 61.0-66.6, після вико-вівса 55.0-59.7 ц/га, що вище традиційних сортів.

Значного підвищення рівня урожайності і валових зборів пшениці можна досягти лише при впровадженні інтенсивних технологій, а останні тісно пов'язані із сортами інтенсивного типу – в основному низькорослими, які мають ряд суттєвих переваг над традиційними середньо- і високорослими. Найбільш характерні переваги можна звести до таких.

Таблиця 1

**Урожайність традиційних і низькорослих сортів пшениці озимої в
Кіровоградській обласній державній сортовипробувальній станції, 1997-2000 рр.**

Сорти	Попередники			
	пар		вико-овес	
	ц/га	± до станд.	ц/га	± до станд.
Середньорослі сорти				
Альбатрос од.	63.0	ст.	62.1	ст.
Донецька 48	64.1	+1.1	63.5	+1.4
Одеська 267	64.9	+1.9	60.3	-1.8
Красуня одеська	61.0	-2.0	56.4	-5.7
Знахідка одеська	65.2	+2.2	60.8	-1.3
Фантазія одеська	64.9	+1.9	63.4	+1.3
Середнє	63.8		61.1	
Низькорослі сорти				
Одеська 162	69.8	+6.8	68.2	+6.1
Тіра	67.8	+4.8	66.6	+4.5
Лада одеська	67.6	+4.6	61.0	-1.1
Леля	66.9	+3.9	66.3	+4.2
Нікосія	68.6	+5.6	65.8	+3.7
Скіф'янка	66.9	+3.9	67.1	+5.0
Середнє	67.9		65.8	

Перше. Традиційні середньо- і високорослі сорти пшениці після кращих попередників на високих агрофонах, в умовах підвищених доз добрив (що є обов'язковим елементом інтенсивних технологій) мають слабке нижнє міжвузля, що приводить до полягання. Із 45 середньо- і високорослих сортів пшениці м'якої, що занесені до Реєстру сортів рослин України

тільки 7 (Збруч, Миرونівська 27, Миронівська 30, Миронівська 65, Поліська 90, Ростовчанка 2 і Циганка) стійкі до полягання. Але частина з них має низький генетичний потенціал продуктивності, а тому не можуть бути використані як складова інтенсивних технологій. Досить високу стійкість до полягання в поєднанні з високим генетичним потенціалом урожайності мають в основному напівкарликові сорти, які можуть стати біологічною основою інтенсивних технологій.

Більша частина напівкарликів в більшості випадків поряд із вкороченим стеблом мають більший його діаметр і товстішу соломину, що підвищує стійкість до полягання, дозволяє рослинам засвоювати до 150-200 і більше кг азоту на гектарі, а традиційні сорти, навіть ті, що вважаються стійкими до полягання, вже при внесенні 70-80 кг азоту і сприятливих умовах можуть полягати. Зростаюча здатність засвоювати більшу кількість добрив робить низькорослі сорти більш продуктивними.

Друге. У напівкарликових сортів маса кореневої системи відносно надземної частини рослин дещо більша, ніж у середньорослих. За даними С.П.Лифенка (1987) маса коренів в Одеської напівкарликової складає 11.25%, а в середньорослого сорту Одеської 51 – 9,08%. Таким чином коренебезпеченість надземної частини низькорослих сортів (=1:8) вища, ніж у середньорослих (=1:11). Звідси воднопоживний баланс в період вегетації і особливо в екстремальних умовах та в першу чергу під час ґрунтових посух в напівкарликових сортів складається більш сприятливо, ніж у середньорослих.

Третє. Важливим елементом продуктивності посівів є густота стеблостою та синхронність їх росту і виходу в стебло. У середньорослих сортів процес диференціації стеблостою на продуктивні стебла і підгін настає рано, формується переважно один-два добре розвинуті стебла, а для останніх не вистачає пластичних речовин і тому вони бувають слабо розвинутими або передчасно відмирають. Період дозрівання таких посівів розтягнутий, а вирощене насіння буває не вирівняне, щупле, неповноцінне - низької господарської і посівної якості.

В той же час більшу частину напівкарликових сортів, внаслідок меншої висоти рослин, використовують на ростові процеси менше пластичних речовин, що дозволяє формувати більш вирівняний і синхронний розвиток головного й бокових пагонів, які утворюють рівноцінні колосся стеблостою з меншою кількістю неплодоносних стебел. При цьому бокові пагони за продуктивністю суттєво не відрізняються від колоса головного стебла. По площі листової поверхні до періоду наливу зерна вони часто зрівнюються, або переважають середньорослі сорти. Це позитивно впливає на формування врожаю.

На урожай зерна, крім інших багатьох факторів і умов зовнішнього середовища, великий вплив має вихід зерна з однієї рослини або збиральний індекс, який представляє відношення в процентах ваги зерна з рослин до загальної сухої маси всього урожаю. Якщо в середньо- і високорослих сортів вихід зерна становить у середньому 30-35 відсотків, то в низькорослих досягає 40-45 і навіть до 50%. Тобто, в загальній біологічній масі посіву (агроценозу) доля найбільш цінних органів (зерна) з окремого стебла у напівкарликів вища, продуктивність одного стебла також вища, а тому при однаковій густоті продуктивного стеблостою вони за врожайністю переважають середньо- і високорослі сорти.

Крім значних переваг, вони мають деякі особливості.

Напівкарликові сорти – це по суті новий тип пшениць, який по біології відрізняється від традиційних сортів. Особливості їх біології необхідно враховувати при організації технології вирощування. Як відмічалося, генетичний потенціал напівкарликів досить високий. Формуючи високий урожай, вони цілком природно споживають із ґрунту більше поживних речовин і вологи. Особливо різко зростає винос азоту. За нашими розрахунками при врожайності 80 центнерів і білковості зерна 14 відсотків виноситься з одного гектара до 260 кг азоту. При врахуванні вмісту і можливого виносу із ґрунту дефіцит його становитиме 200 кг, або 6 ц аміачної селітри. Крім цього, на наших багатих чорноземах в ґрунт слід довести 160 кг фосфору та 120 кг калію. Тому для реалізації генетичного потенціалу низькорослих сортів їх необхідно забезпечити відповідними елементами поживи.

Дуже важливо для напівкарликових сортів одержати дружні, розвинуті сходи з оптимальною густотою. У зв'язку з тим, що довжина колеоптиля у них менша, ніж у середньорослих, то сівбу варто проводити на глибину 4-5 см, збільшення її може знизити польову схожість насіння. Крім того, напівкарликові сорти більш чутливі до строків сівби. За

даними наших дослідів строки їх сівби варто змістити в сторону пізніших на 8-10 днів. В зоні південного Лісостепу і перехідної зони до Степу низькорослі сорти Одеська 162, Скіф'янка, Ніконія вищу врожайність формують при сівбі з 15 по 25, сорт Тіра з 10 по 20 вересня. Сорти Лада одеська, Селянка, Херсонська безоста за даними 2000-го року вищу врожайність давали при сівбі у вузькому інтервалі 20-25 вересня.

Слід врахувати ще одну особливість низькорослих сортів. Весною після відновлення вегетації більшість із них відростають повільніше за традиційні сорти, тому, щоб не допустити їх забур'яненості, рекомендується обприскування посівів гербіцидами групи 2.4 Д, гранстаром, гроділом, діаленом, ковбоєм, сатісом та іншими препаратами.

При організації насінництва варто враховувати особливості низькорослих сортів. Багато з них мають пониженої пілкоутворюючу здатність, через що схильні до перехресного запилення, що викликає біологічне засмічення посівів. У зв'язку з цим необхідно дотримуватись просторової ізоляції 150-200 м від посівів інших сортів. Слід також виключити можливі шляхи механічного засмічення (при сівбі, збиранні, очищенні насіння тощо), так як із пониженням репродукції може знижуватися сортова частина за рахунок більшого коефіцієнта розмноження у високорослих домішок, ніж в основного низькорослого сорту.

Більшість низькорослих сортів озимої пшениці характеризується складним комплексом агроекологічних, господарсько-цінних ознак і властивостей, основні з них:

- високий генетичний потенціал продуктивності;
- низькорослість і висока стійкість до полягання, краща коренебезпеченість надземної частини, більш синхронний розвиток основного й бічних стебел і вирівняний стеблостій;
- зросла здатність засвоювати поживні речовини з ґрунту, добра віддача від добрив, факторів родючості й інтенсивних технологій;
- краще співвідношення зерна й соломи.

Враховуючи дані біологічних, агрономічних і господарсько-цінних ознак та властивостей можна вважати, що напівкарликові сорти є надійним біологічним фундаментом інтенсивних технологій, основою всіх інших складових високої урожайності.

БИОМАССА BLAKESLEA TRISPORA – ЭКОЛОГИЧЕСКИ ЧИСТЫЙ ИСТОЧНИК БИОСИНТЕЗА КАРОТИНА

Л.В. Кричковская

Україна, НТУ “Харківський політехнічний інститут”, м. Харків

*Проведено вивчення в лабораторних умовах впливу антиоксидантів 2,6-дитрет-бутил-4-метіл-фенолу (БОТ), прооксидантів ($KMnO_4$ та перекису водню в концентрації 0,01%) на каротиногенез та рівень біомаси мукорового гриба *Blakeslea trispora*. Доведено, що введення в культуру прооксиданту $KMnO_4$ збільшує вихід каротину.*

Культивирование клеток микроорганизмов, синтезирующих биологически активные вещества, представляет большой интерес как источник абсолютно экологически чистых продуктов вторичного метаболизма, которые можно применять в медицине, парфюмерии, пищевой промышленности. К таким продуктам относится каротин из списка культур, крупномасштабное выращивание которых имеет коммерческий успех, невелик, что объясняется высокой себестоимостью процесса. Однако, учитывая экологическое состояние почвы, воды и воздуха, процесс получения экологически чистых, биологически активных веществ на основе микробиологических продуцентов является наиболее перспективным.

К таким продуктам относится каротин, являющийся продуктом метаболизма микробиологического гриба *Blakeslea trispora*, крупномасштабное производство которого было налажено на Украине на Верхнеднепровском крахмально-паточном комбинате.

Целью работы было увеличение выхода каротина при культивировании микроскопического гриба *Blakeslea trispora* путем регулирования состава среды, на которой производилось выращивание его биомассы.

Глубинное культивирование в лабораторных условиях проводили в колбах Эрленмейера объемом 250 мл, содержащих 50 мл питательной стерильной среды следующего состава (г/л): глюкозы – 60,0; мочевины – 2,0; магния сульфата – 0,5; натрия хлорида – 0,5; калия фосфата однозамещенного – 1,0; дрожжевого экстракта – 0,5; железа сульфата двухвалентного – 0,01; pH среды 6,3-6,8. Растворы глюкозы и мочевины готовили отдельно, стерилизовали в автоклаве и вносили в среду. При посеве колбы засеивали 7-10-суточной культурой, выращенной на агаризованной среде Ср-1. Для этого в пробирки вносили по 5-6 мл простерилизованной дистиллированной воды, пипеткой суспендировали мицелий и споры и переносили инокулят-суспензию в колбы с жидкой питательной стерильной средой из расчета: содержание 1 пробирки на 100 мл среды. Колбы помещали на ротационную качалку со скоростью вращения 180-190 об./мин. Температура культивирования 26-28°C. Время выращивания – 3 суток.

Используемая в качестве продуцента каротиноидов культура микроскопического мукорового гриба относится к непатогенным микроорганизмам, его биомасса нетоксична для теплокровных животных. Этот микроорганизм быстро развивается на синтетических питательных средах, содержащих органические источники азота и различные углеводы (мальтозу, глюкозу и др.) pH среды 6,3-6,8.

При культивировании *Blakeslea trispora* в выделенном каротине идентифицированы четыре фитостерола: ситостерин, стигмастерин, стигмастенол и кампестерин.

Таблица 1

Содержание изомеров стеаринов каротина, % от общего

Общее содержание, %	Кампестерин	β -ситостерин	Стигмастерин	Δ^2 стигмастенол
0,289 $\pm$ 0,001	9,30 $\pm$ 0,005	71,98 $\pm$ 0,03	8,91 $\pm$ 0,005	9,07 $\pm$ 0,007
$S_x=0,003$	$S_x=0,015$	$S_x=0,084$	$S_x=0,014$	$S_x=0,018$
E=1,1%	E=1,6%	E=1,2%	E=1,5%	E=1,0%

Основная доля фитостеринов (около 58% общего содержания) находится в свободном состоянии, остальная часть – в виде монозидов. Содержание фитостеринов колебалось при разных условиях культивирования в пределах 3-5%.

В качестве косвенного доказательства стабильности синтеза каротиноида и стеаринов культивируемыми клетками *Blakeslea trispora* была рассчитана оценка математического ожидания количественного содержания каротина в биомассе при различных условиях культивирования. Изменения условий культивирования состояли в использовании в среде выращивания гриба разных добавок (витаминов, увеличение освещения, разные начальные pH среды и т.д.). Содержание стеаринов определяли методом тонкослойной хроматографии и ГЖК. Идентификация проводилась по стандартному раствору холестерина, относительному времени удерживания и путем сравнения с известными данными.

В результате проведения серий экспериментов было рассчитано, что математическая оценка ожидания содержания каротиноидов в биомассе *Blakeslea trispora* при различающихся условиях культивирования равна 369,5 мг/г, коэффициент вариаций 30%. Следовательно, даже значительные изменения условий культивирования *Blakeslea trispora* не приводит к радикальным изменениям содержания каротиноидов в биомассе мукорового гриба *Blakeslea trispora*.

Учитывая антиоксидантное действие каротиноидов на ненасыщенные липиды, было решено, что изменение окислительных условий в среде выращивания может регулировать их синтез, так как антиоксиданты влияют на функционирование физико-химической системы регуляции клеточного метаболизма.

Изменение окислительных условий в среде культивирования может быть достигнуто повышением как аэрации, так и внесением в среду прооксидантов, предположительно стимулирующих каротиногенез в клетках растущей культуры. Известен целый ряд соединений, добавление которых стимулирует каротиногенез у микроорганизмов, но внесение

этих соединений в культуральную среду удорожает процесс выращивания и получение конечного продукта. Кроме того, при добавлении таких соединений в среду культивирования они могут накапливаться в биомассе и в процессе экстрагирования переходить в конечный продукт, придавая им токсические свойства.

В работе для стимуляции каротиногенеза у «В.т.» были испытаны достаточно дешевые и доступные прооксиданты: перекись водорода (0,01%) и перманганат калия (0,01%), а также повышение аэрации вдвое.

Результаты проведенных экспериментов показали, что при повышении аэрации в 2 раза рост гриба усиливался в 1,7 раза, а уровень липоидов во столько же раз снижался. Содержание каротиноидов в липоидах повышалось почти на 40% (табл.2).

Однократное добавление перекиси водорода в концентрации 0,01% от объема среды также стимулировало рост культуры, однако снижало выход липидов, содержание каротиноидов в липидах увеличивалось, но в меньшей степени, чем в варианте с повышенной аэрацией.

Таблица 2

Влияние антиоксидантов и прооксидантов на выход биомассы, липидов и синтез каротиноидов

Среда культивирования	Выход биомассы, г/л	Выход липидов, % от сухой биомассы	Содержание каротиноидов, мг%
1.+БОТ 0,02%	7,5±0,1	28,65±1,19	285,8±18,7
2.Аэрация в 2 раза	8,4±0,2*	13,26±1,12*	484,4±15,6*
3.+Перекись водорода 0,01%	7,0±0,1	19,41±1,11	420,3±14,4
4.+KMnO ₄ 0,01%	4,8±0,1	22,51±1,22	496,4±17,6*
5.Контроль	5,0±0,1	22,25±1,18	342,1±16,5

*P<0,05

Заметно усиливался каротиногенез (45%) при однократном внесении перманганата калия в концентрации 0,01% от объема среды через 5-6 часов после посева культуры. При этом выход биомассы был сравним с контрольным.

С учетом стимулирующего влияния на каротиногенез перманганата калия нами были испытаны разные концентрации данного прооксиданта, а также сроки его введения в среду (табл.3).

Таблица 3

Влияние разных концентраций KMnO₄ на рост гриба *Blakesla trispora*, синтез биомассы и каротиноидов

Кратность добавки KMnO ₄ в сутки	Биомасса, г/л	Липиды, % от сухой биомассы	Каротиноиды, мг%
1.1x0,01%	7,8±0,1	14,31±1,22	457,2±21,3
2.1 x 0,02%	4,8±0,1	14,8±1,21	465,5±19,7
3.3 x 0,01%	6,2±0,1	19,37±1,19	548,9±20,6*
4.3x0,02%	4,4±0,1	13,3±1,20	481,2±20,8*
5.Контроль	5,2±0,1	14,4±1,17	328,8±17,2

* p < 0,05

Результаты проведенных экспериментов показывают, что во всех опытных вариантах добавление перманганата калия в среду стимулировало синтез каротиноидов, содержание которых было заметно выше, чем в контроле. Так, в варианте с трехкратным добавлением перманганата калия в концентрации 0,01% от объема среды наблюдалось самое высокое содержание каротиноидов (1,7 раза) и липидов (1,3 раза).

Внесение в среду антиоксиданта БОТ снижает содержание каротиноидов в липидах, вызывая усиление роста биомассы.

Выводы.

Добавление прооксидантов и повышение аэрации стимулировало синтез каротиноидов, которые являются внутренними антиоксидантами, что приводит к снижению окисляемости липидов. Максимальное содержание каротиноидов в липидах достигалось при трехкратном дробном добавлении через каждые 24 часа в среду культивирования перманганата калия в концентрации по 0,01% от объема среды.

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ СТЕБЛОВОЇ НЕМАТОДИ КАРТОПЛІ (*DITYLENCHUS DESTRUCTOR* THORNE) В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

В. М. Положенець,
Л. А. Котюк,
Л. В. Немерицька

Державна агроєкологічна академія України, м. Житомир

У статті висвітлюються біологічні особливості розповсюдження і шкودочинність стеблової нематоди картоплі в умовах Полісся України та пропонується комплекс селекційно-насінницьких заходів захисту цієї культури проти дитилентозу.

Стеблова нематода картоплі (*Ditylenchus destructor* Thorne, 1945) має широкий ареал розповсюдження в зоні Полісся України і викликає захворювання картоплі – дитилентоз. Цей паразит уражує бульби картоплі як в період вегетації, так і при зберіганні урожаю. Крім того, дитилентозні бульби є першопричиною загнивання бульб, бо через тріщини після пошкодження паразитом легко проникає інфекція шкідливих організмів грибного і бактеріального походження.

Відомості про розповсюдження стеблової нематоди картоплі, її біологічні особливості та заходи оздоровлення бульб від неї в зоні Полісся України дуже обмежені, що потребує спеціальних експериментальних досліджень.

При вивченні стеблової нематоди картоплі в окремих регіонах Полісся України нами визначено три зони:

1. Сильного розвитку дитилентозу (кількість уражених нематодою бульб становить більше 10 %), куди віднесено північні райони Житомирської області (Народицький, Ємільчинський), деякі райони Волинської (Володимирецький) області.

2. Помірного розвитку дитилентозу (кількість уражених бульб складає 5,1 – 10,0 %) включають господарства центральних районів Житомирської (Черняхівський, Дзержинський, Житомирський, Новоград-Волинський), господарства Волинської (Луцький район) та Сарненський і Рокитненський райони Рівненської області.

3. Незначного розвитку дитилентозу (кількість дитилентозних бульб не перевищує 5 %) обмежується господарствами Броварського району Київської області та Любомилського району Волинської області.

Дослідження впливу *D. Destructor* на розвиток і урожайність картоплі показало, що у нестійкого до ураження сорту Світанок київський спостерігали зниження показників польової схожості на 26,8 %, зменшення кількості стебел в кущі на 24 %, висоти рослин на 14,9 %, а також збільшення кількості хворих бульб в урожаї до 43,1 % і зменшення урожайності на 35,4 %. Середньостійкий сорт Луговська також характеризувався зниженням польової схожості на 13,3 %, зменшенням кількості стебел в кущі на 6,5 %, збільшенням кількості хворих бульб в новому урожаї до 14,1 % і зменшенням урожайності на 26,1 %. У відносно стійкого сорту Пролісок протягом вегетації чіткі ознаки дитилентозу не спостерігались, лише при аналізі урожаю було виявлено 5,8 % хворих бульб, що призвело до зниження урожайності на 10,1 %.

Вивчення міграційних шляхів стеблової нематоди в польових умовах показало, що особини *D. Destructore* локалізуються в основному в бульбах, де їх кількість складає від 10 до 1500 екз./га та столонах (від 3 до 15 екз./га.), інколи – в ґрунті (від 3 до 36 екз./га.). Хоча наземні стебла заселялись нематодами (від 2 до 9 екз./га.), особини *D. Destructore* знайдено не вище 2 см. над поверхнею ґрунту, в більш високих частинах рослин їх не виявлено. Коренева система рослин картоплі була вільна від дитиленхів протягом всієї вегетації.

Вивчення біологічної міграції стеблової нематоди показало, що вона з материнської бульби потрапляє в бульби нового урожаю. Звідти після збирання урожаю – в насіннесховище. В посадковому матеріалі при його зберіганні продовжується розвиток нематод. Навесні при недбалому перебиранні картоплі дитиленхозні бульби висаджують на полі. Нематоди з материнської бульби мігрують спочатку в підземні пагони, потім у столони, звідти – у молоді бульби. Крім того, при наявності інвазії в кореневій системі рослин - резерваторів, при згодовуванні тваринам у сирому вигляді нематоди потрапляють у ґрунт, через який також може відбуватися ураження бульб дитиленхами.

При оцінці сортозразків картоплі на стійкість до стеблової нематоди до числа сортозразків вітчизняної і зарубіжної селекції, які проявили відносну стійкість до *D. Destructore* (відсоток ураження від 0 до 5) віднесено 8 сортозразків.

Середньою стійкістю до стеблової нематоди (ступінь ураження 5,1 – 10 %) характеризуються 29 зразків.

До слабосприйнятливих сортів і гібридів картоплі (уражено 10,1 – 15 % бульб) віднесено 15, а до сприйнятливих сортозразків віднесено 11 сортів або 15,7 % від загального обсягу зразків картоплі, які знаходились у сортовипробуваннях на цю ознаку.

Найбільшу ступінь ураження бульб картоплі стебловою нематодою (більше 20 %) мали сорти вітчизняної і зарубіжної селекції, а саме: Аноста, Берегиня, Samaga, Вармас, Верховина, Адретта, Світанок київський.

Крім того, високу толерантність проти стеблової нематоди виявили сорти: Пролісок, Бородянська рожева, Зарево, Повінь, Гатчинська, Дезіре.

Вивчення ролі профілактичних заходів зменшення інвазійності картоплі стебловою нематодою показало, що висаджування перебраних і вибракуваних, прогрітих при температурі 15 – 17°C та другий раз перебраних бульб дало можливість знизити відсоток їх ураження стебловою нематодою до 2,4 %, що на 11,7 % менше в порівнянні з варіантом, в якому висаджували посадковий матеріал без перебирання. При цьому недобір урожаю знизився на 19,4 %. Перебирання та озеленення бульб дозволяє зменшити кількість уражених стебловою нематодою бульб в порівнянні з варіантом, у якому бульби не перебирали на 10,3 % та зменшити недобір урожаю на 26,5 %. Слід відмітити, що навіть при одноразовому перебиранні бульб перед посадкою ураженість посадкового матеріалу зменшується у два рази.

Отже, в результаті вивчення шляхів розповсюдження стеблової нематоди картоплі в умовах Полісся України встановлено, що захворювання в основному передається через материнські бульби, гній від тварин, яким згодовували сирі хворі бульби.

Крім того, виявлені як стійкі, так і сприйнятливі до захворювання сортозразки картоплі. Ці особливості стеблової нематоди картоплі враховується нами для організації профілактики цього захворювання.

УДК 338:619.21

УДОСКОНАЛЕННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ СИСТЕМИ “АЕС – НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ”

В.П. Гавриш,
В.В. Манохін

Україна, Житомирський військовий інститут радіоелектроніки

Значимість викладеної в доповіді інформації полягає у визначенні шляху з оптимізації екологічного моніторингу САЕСНС, поточного радіаційного контролю, а також вказані можливості щодо математичного моделювання стану управління САЕСНС.

Розвиток ядерної енергетики, як і інших видів промислової діяльності людини, пов'язаний з небажаною і потенційно небезпечною антропогенною дією на природні екосистеми. Ця дія має багатосторонній комплексний характер. Тому будівництво і експлуатацію АЕС висунули в ряд актуальних проблем захисту людини і біосфери від радіаційної дії і інших шкідливих факторів.

Заходи захисту АЕС, наскільки б вони не були ефективними, не можуть повністю вилучити радіоактивні надходження в навколишнє середовище.

В країнах з розвинутою ядерною енергетикою розроблений і застосовується на практиці санітарно-гігієнічний принцип захисту людини від радіаційної дії радіоактивних відходів АЕС. Міжнародна комісія з радіологічного захисту так формулює мету цього принципу: ... радіаційний захист повинен “забезпечити захист від іонізуючого опромінення окремих осіб, їх потомства і людства загалом і в той же час створити умови для практичної діяльності людини, під час якої люди можуть зазнати дії іонізуючих випромінень, для чого встановлено значення граничної дози (ГД) для населення, а для АЕС – допустимі викиди (ДВ) радіоактивних нуклідів в атмосферу і допустимі скиди (ДС) їх у водойми – охолоджувачі. Конкретні значення ДВ і ДС визначаються так, щоб при всіх можливих шляхах дії іонізуючих випромінень радіоактивного забруднювача навколишнього середовища на людину (див. мал.) вона не перевищила допустимого значення.

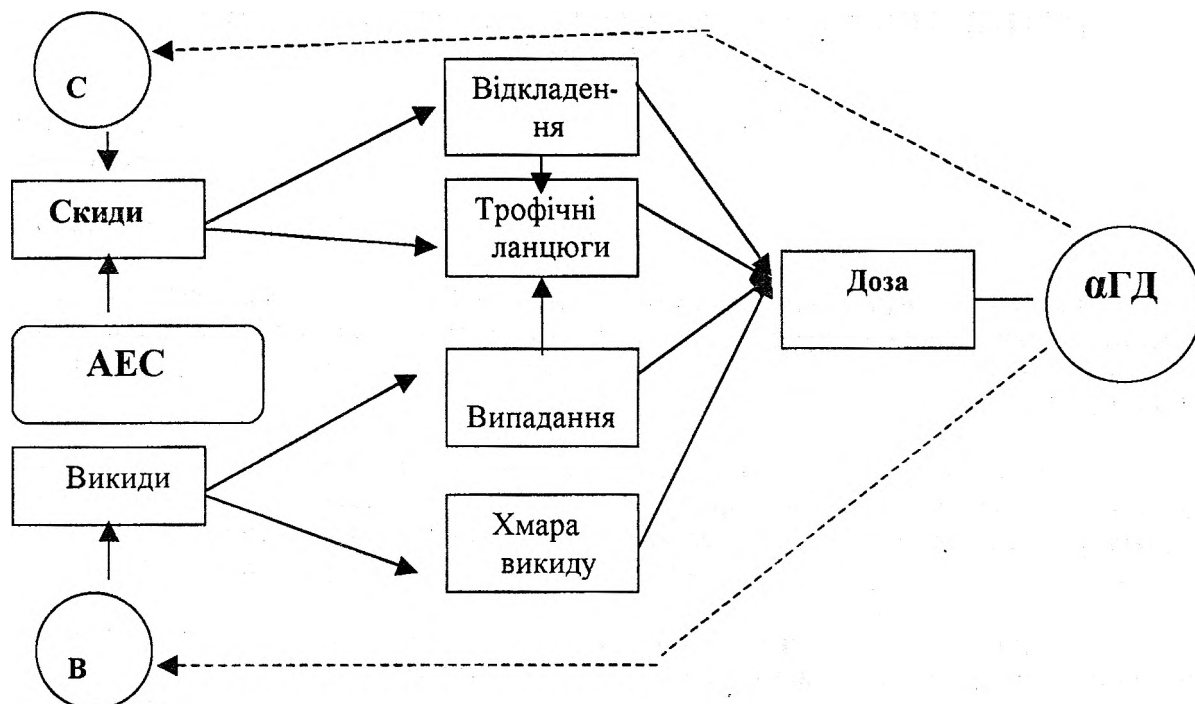
Виходячи із існуючих реалій, санітарно-гігієнічний принцип не гарантує забезпечення біоти в цілому, він розглядає людину ніби у відриві від природних комплексів. Людина – елемент природного комплексу, її життя проходить у звичному для неї природному оточенні, і їй не байдуже, як реагує природний комплекс на радіаційну дію. Санітарно-гігієнічний принцип лише частково враховує той факт, що антропогенний об'єкт - АЕС є джерелом не тільки радіоактивного, але і хімічного, і теплового забруднення навколишнього середовища, а значить цей принцип лише частково враховує енергетичні або протектористичні ефекти в об'єктах навколишнього середовища при надходженні до них декількох типів забруднювачів.

В умовах розвитку ядерної енергетики нас, звичайно, не може задовольняти досягнення максимального економічного ефекту від АЕС будь-якою ціною (тобто без відповідної турботи про навколишнє середовище і людину), але не може задовольняти нас і будь-яка ціна за зберігання природного комплексу. Природним і єдиним шляхом забезпечення біоти, забезпечення найкращих умов життя людини є шлях оптимізації взаємовідношень АЕС з навколишнім середовищем, тобто забезпечення таких умов експлуатації АЕС, коли, з одного боку, станція експлуатується з високим економічним ефектом, а з другого – її експлуатація не викликає недопустимих у відповідь реакцій природного комплексу і людини.

Стратегія оптимізації полягає в організації управління радіаційним станом системи “АЕС – навколишнє середовище”.

Якщо мати на увазі, що одним із завдань управління взаємостосунків антропогенного об'єкта (АЕС) з природою є зберігання природного комплексу, тобто біогеоценозів регіону АЕС, і розглядати людину як елемент цих біогеоценозів, то стає очевидним, що управління

радіаційним станом системи “АЕС – навколишнє середовище” повинно бути обґрунтованим на принципах екологічного нормування дії АЕС на навколишнє середовище.



Мал. 1 Структурна схема визначення ДВ і ДС для АЕС (α - коефіцієнт квотування граничних доз для населення, що проживає близько від АЕС).

Екологічне нормування антропогенної дії на природу – це більш жорстке, але в той же час і більш гнучке нормування, ніж нормування за санітарно-гігієнічним принципом. Якщо міркою антропогенної дії АЕС на природні комплекси вважати стійкість екосистеми в умовах радіаційного, хімічного та теплового забруднення її, то гнучкість екологічного нормування проявиться в тому, що норма буде індивідуальною для кожної екосистеми регіону АЕС. В числі їх опиняться такі, що збережуть стійкість за умов надходження в них забруднювачів в кількостях, що перевищують ті, котрі відповідають санітарно-гігієнічному принципу, при розгляданні регіону АЕС як одне ціле. Жорсткість екологічного нормування проявиться у необхідності забезпечити збереженість кожної екосистеми регіону при надходженні в неї всіх трьох забруднювачів що, звичайно, припускає зберігання основних компонентів екосистеми. Жорсткість екологічного нормування повинна також проявитись в тому, що при розробці екологічних норм дії на природні комплекси необхідно враховувати процеси переносу забруднювачів із одного середовища в друге, від одного об'єкта екосистеми в інший, їх трансформацію в цих об'єктах в інші фізико-хімічні форми, інколи більш токсичні, тобто в комплексній оцінці дії забруднювачів.

Допустиму екологічну дію АЕС на біогеоценоз (екологічну норму) $ЕД_{\text{доп}}$ можна визначити як

$$ЕД_{\text{благ.}} \quad ЕД_{\text{доп}} \quad ЕД_{\text{мс}}$$

де $ЕД_{\text{благ.}}$ – екологічна дія АЕС, що викликає благополучний відгук екосистеми, а $ЕД_{\text{мс}}$ – дія, що приводить до неблагополучного відгуку екосистеми, тобто до мікросукцесії.

Система “АЕС – навколишнє середовище” (САЕСНС) представляє собою суперскладну систему з великим числом підсистем і блоків, між якими існують багаточисельні зв'язки, що визначають утворення і перенесення забруднювачів навколишнього середовища за даними про потоки радіоактивного забруднювача в конкретну екосистему і за відомостями про накопичення цією екосистемою $ЕД$ в даний момент; прогнозують $ЕД$ на подальший час (до кінця часового інтервалу екологічної норми), зрівнюють очікуване $ЕД$ з $ЕД_{\text{доп}}$ і при необхідності виробляють сигнал про зміну в ту або в іншу сторону роботи АЕС. Якщо

ЕД_{доп.} визначено за комплексною дією забруднювачів, що поступають з АЕС на природні комплекси її регіону, система управління радіаційним станом буде гарантувати їх збереження і забезпечить благополуччя людини в не травмованих антропогенною дією екосистемах.

Разом з цим система управління радіаційним станом САЕСНС забезпечить економічну експлуатацію АЕС, здешевить проектування і спорудження АЕС. Слід відмітити, що система управління не в повній мірі забезпечена моделями переносу радіонуклідного забруднення. Бракує ще інформації для визначення функцій відгуку біогеоценозів на радіаційні дії і функцій синергізму різних забруднювачів.

Для одержання цієї відсутньої інформації необхідна організація і проведення в регіонах АЕС радіаційного екологічного моніторингу. Сама назва моніторингу – екологічний – припускає, що він повинен проводитись по екосистемах, для чого проводиться екологічне районування регіону АЕС.

Екорайони розділяють на екодільянки, і екодільянка стає об'єктом спостереження як за перенесенням забруднювачів в їх елементах, так і за відгуком її біоценозу на забруднення. Надходження забруднювачів в екодільянку визначається розрахунком і контролюється реєструючим устроєм. Щоб виключити необхідність прямого обліку зовнішніх факторів, що визначають функціонування екосистеми, радіаційний екологічний моніторинг проводять відносно: тобто кожній екосистемі регіону АЕС заставляють аналогічну екосистему-монітор, розміщену за межею досяжності забруднень, що надходять з АЕС.

Важливим моментом організації радіаційного екологічного моніторингу є визначення рівня спостереження за переносом забруднювача в елементах екодільянки. З одного боку, вона повинна бути такою, щоб забезпечити представництво спостережень і одержання інформації, необхідної для математичного моделювання цього процесу, а з другого – відповідати сучасним експериментальним можливостям в плані як відбору проби, так і визначення в ній забруднення. Найбільш очевидною одиницею агрегування елементів екосистеми є популяція особин даного виду, але такий низький рівень агрегування через велику кількість видів екосистеми створює нездоланні труднощі як організації пробовідбору, так і дослідження проб. Тому прийнятним рівнем агрегування слід вважати гільдієвий або гільдієво-видовий.

Наступний стан організації радіаційного екологічного моніторингу – концептуалізація екосистем (еколанок), яка включає в себе інвентаризацію і матрицю взаємодій на вибраному рівні агрегування. Потім вибір біологічних показників, що характеризують функціонування екосистеми які, мабуть, створюють вектор в багатомірному просторі і допустиму область його значень. Коли визначені екодільянки, закінчена їх концептуалізація, є концептуальні моделі і матриці взаємодій, для них починається власне моніторинг, тобто спостереження, розрахунки, пробовідбір, визначення і кількісні виміри забруднювачів в пробах, які представляють гільдії (види). Уявляється, що радіаційний екологічний моніторинг забезпечить як поточний радіаційний контроль навколишнього середовища, так і інформацію для математичних моделей, що використовуються в системі управління станом САЕСНС.

УДК 631. 95. 550.35

АГРОЕКОЛОГІЧНЕ ГРУПУВАННЯ ЗЕМЕЛЬ ПОЛІССЯ З ВРАХУВАННЯМ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ТЕРИТОРІЙ

В.П. Стрельченко
О.В. Дребот

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Виділені агроекологічні (технологічні) групи за генетичними ознаками ґрунтів та підгрупи за інтенсивністю забруднення їх радіонуклідами забезпечують більш об'єктивну диференціацію поліпшення та використання угідь.

Група I. Землі, придатні до використання під всі культури, які районовані в зоні. Група включає глинисто-піщані, супіщані та легкосуглинкові відміни дерново-підзолистих, ясно-сірих і сірих лісових ґрунтів неоглеєних або слабо поверхнево оглеєних, а також глеєві осушувані ґрунти, які утворились на морені та супіщаних і суглиннистих відкладах. На землях даної групи впроваджуються сівозміни за класичною схемою: просапні-ярі зернові-багаторічні трави-озимі зернові.

Підгрупа Ia. Забрудненість до 5 Кі/км². Використовуються як і незабруднені землі. В межах групи і підгрупи на контурах з мінімальним забрудненням організується виробництво продукції для дитячого харчування. Застосовується загальна агротехніка ґрунтозахисного спрямування.

Підгрупа Ib. Забрудненість 5-10 Кі/км². Особливість використання даної підгрупи полягає в тому, що продукція бобових та зернобобових культур, одержана на цих землях, використовується лише на початковій стадії відгодівлі ВРХ. Посіви люпину не рекомендуються. У системі удобрення культур необхідно передбачити внесення підвищених норм калійних добрив.

Підгрупа Ів. Забрудненість 10-15 Кі/км². Відрізняється тим, що з бобових культур висіваються лише вика та пелюшка в суміші з вівсом. Не рекомендується вирощування льону-довгунця; вводяться зерно-багатоцільно-трав'яні сівозміни.

Підгрупа Іг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Використовуються винятково для вирощування багаторічних трав на насіння.

Група II. Землі, придатні під всі районовані культури при умові обробітку і посіву поперек схилу (крутизна 1-3⁰). До цієї групи належать слабозмиті родові відміни зональних ґрунтів, а також не змиті при розташування їх на схилах крутизною до 3⁰. Проектуються аналогічні з попередньою групою сівозміни при загальній ґрунтозахисній агротехніці сільськогосподарських культур

Підгрупа IIa. Забрудненість до 5 Кі/км². Використання аналогічне до підгрупи Ia.

Підгрупа IIб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Використання аналогічне до підгрупи Ib

Підгрупа IIв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Використання аналогічне до підгрупи Ів

Підгрупа IIг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Використання аналогічне до підгрупи Іг

Група III. Землі переважно придатні під ярі культури. Дана група включає глеюваті родові відміни дерново-підзолистих, ясно-сірих та сірих лісових ґрунтів, які не осушуються. Сезонне перезволоження цих ґрунтів обмежує їх придатність для вирощування озимих зернових культур. Більш доцільно використовувати такі землі під кормові сівозміни з високою питомою вагою багаторічних трав.

Підгрупа IIIa. Забрудненість до 5 Кі/км². Використання аналогічне з незабрудненими землями.

Підгрупа IIIб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Придатні для вирощування кукурудзи, ячменю, вівса, сумішок вівса з диким горохом, викою, картоплі, вівсяниці лучної, стоголосу безостого, тимофіївки лучної. Продукція бобових та зернобобових культур застосовується на

початковій стадії відгодівлі ВРХ. Посіви люпину не рекомендуються. У системі удобрення культур передбачається внесення підвищених норм калійних добрив.

Підгрупа IIIв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Вилучаються посіви бобових та зернобобових культур, крім випадків використання на зелене добриво. Не рекомендується вирощування льону-довгунця.

Підгрупа IIIг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Використовуються виключно для вирощування мезофільних багаторічних трав на насіння.

Група IV. Землі, придатні під районувані культури, крім льону, люпину, малопридатні під картоплю. Група включає, насамперед, перегнійно-карбонатні ґрунти (рендзини), а також дерново-підзолисті при підстеленні з глибини 0,5-1,0 м карбонатними породами. На землях цієї групи проектується польові та кормові сівозміни з вирощуванням озимих та ярих зернових культур, коренеплодів, кукурудзи, конюшини та однорічних трав.

Підгрупа IVа. Забрудненість до 5 Кі/км². Використання аналогічне з незабрудненими землями.

Підгрупа IVб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Придатні для вирощування озимих та ярих зернових, однорічних трав. Продукція бобових та зернобобових культур використовується на початку відгодівлі ВРХ. У системі удобрення передбачаються підвищені норми калійних добрив.

Підгрупа IVв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Вилучаються посіви бобових культур, крім випадків використання на зелене добриво.

Підгрупа IVг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Використовуються лише для вирощування багаторічних трав на насіння.

Група V. Землі, придатні під культури суцільного посіву (схили крутизною 3-5°). Відносяться середньо змиті ґрунти, а також слабо змиті та не змиті ґрунти на схилах крутизною 3-5°. Землі цієї агроєкологічної групи необхідно відводити під зерно-трав'яні польові та кормові ґрунтозахисні сівозміни.

Підгрупа Va. Забрудненість до 5 Кі/км². Використання аналогічне з незабрудненими землями.

Підгрупа Vб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Продукція бобових та зернобобових культур використовується на початку відгодівлі ВРХ. Застосовуються підвищені норми калійних добрив.

Підгрупа Vв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Вилучаються посіви бобових, зернобобових культур та льону-довгунця.

Підгрупа Vг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Використовуються лише для вирощування багаторічних трав на насіння.

Група VI. Землі переважно придатні під люпин, овес, озиме жито, картоплю. До цієї агроєкологічної групи відносяться бідні за родючістю піщані дерново-підзолисті ґрунти з неглибоким (0,7-1,0 м) підстеленням більш важкими за гранскладом породами. Тут рекомендуються польові сівозміни з обмеженим набором культур. Люпин висівається як сидерат.

Підгрупа VIа. Забрудненість до 5 Кі/км². Використовуються аналогічно з незабрудненими землями.

Підгрупа VIб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Використовуються також під польові сівозміни з обмеженим набором культур. Люпин висівається як сидерат.

Підгрупа VIв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Трансформується до групи земель лісогосподарського призначення.

Група VII. Землі сінокісного призначення. До даної групи належать ґрунти, які сформувались в регулярно та періодично затоплюваних заплавах річок та озер, а також гідроморфні ґрунти понижених елементів рельєфу, в тому числі дерново-підзолисті глеєві та сильноглеєві, лугово-болотні, торф'яно-болотні, торф'яники та дернові ґрунти.

Підгрупа VIIа. Забрудненість до 5 Кі/км². Використовуються аналогічно з незабрудненими землями.

Підгрупа VIIб. Забрудненість 5-10 Кі/км². На мінеральних ґрунтах рекомендується поверхневе поліпшення, на органічних – корінне.

Підгрупа VIIв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Після корінного поліпшення рекомендується виробництво кормів на мінеральних ґрунтах для всіх груп ВРХ, а на органічних – лише для початкової стадії відгодівлі.

Підгрупа VIIг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Після осушення та корінного поліпшення рекомендується виробництво кормів лише для початкової відгодівлі ВРХ.

Група VIII Землі схилів, які потребують постійного залуження (крутизна більше 5°). Група включає дерново-підзолисті, ясно-сірі та сірі лісові сильно змиті ґрунти, а також слабозмиті та незмиті їх відміни, які залягають на схилах крутизною більше 5°.

Підгрупа VIIІа. Забрудненість до 5 Кі/км². Використовуються аналогічно з незабрудненими землями.

Підгрупа VIIІб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Корми із бобових трав використовуються на початковій стадії відгодівлі.

Підгрупа VIIІв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Бобові трави вирощуються на насіння.

Підгрупа VIIІг. Забрудненість більше 15 Кі/км². Бобові та злакові трави вирощуються на насіння.

Група IX Землі пасовищного призначення. Відносяться до цієї групи дерново-підзолисті ґрунти з неглибоким (30-50 см) підстиленням масивно-кристалічними породами, комплексні виділи зональних ґрунтів з сильнокам'янистими їх відмінами.

Підгрупа IXа. Забрудненість до 5 Кі/км². Використовуються аналогічно з незабрудненими землями.

Підгрупа IXб. Забрудненість 5-10 Кі/км². Після поверхневого поліпшення використовуються без обмежень.

Підгрупа IXв. Забрудненість 10-15 Кі/км². Потребують корінного поліпшення

Група X. Землі лісогосподарського призначення. Група включає дерново-приховано-підзолисті (борові піски) та дернові слаборозвинуті ґрунти на глибоких піщаних відкладах, інші ґрунти, які зайняті лісом та характеризуються високим рівнем забруднення.

ПОБУДОВА ФОРМАЛІЗОВАНИХ ОПИСІВ ДЕРЕВОСТОЮ ДЛЯ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ

В.М. Янчук

Україна, Житомирський інженерно-технологічний інститут

Розглянуто проблематику створення формалізованих описів шару деревостою лісових екосистем Поліського регіону. Описано врахування антропогенного фактора вираженого забрудненням екосистеми радіоцезієм, який потрапляє з атмосфери на даний ярус.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи велика частина території була забруднена радіонуклідами, що включились у ланцюги живлення природних екосистем, в яких вони циркулюють тривалий час і внаслідок чого відбувається повторне забруднення складових екосистем. В даній ситуації для прийняття управлінських рішень важливо знати шляхи міграції радіонуклідів та дослідити особливості їх перерозподілу у складові екосистеми. Для таких досліджень ефективним методом є використання математичного моделювання, для дослідження динаміки забрудненості екосистеми і побудови прогнозу забруднення тих чи інших складових екосистеми. Першим етапом побудови математичної моделі екосистеми є побудова формалізованих описів складових екосистеми.

Переходячи до формалізації описів лісових екосистем, зауважимо, що для опису лісової екосистеми можна як розбивати екосистеми на якомога менші одиниці, так і йти

шляхом об'єднання малих систем у більші. Такий поділ залежить від ступеня деталізації характеристик лісової екосистеми.

У загальному вигляді опис лісової екосистеми F , можна подати як множину підмножин характеристик і записати таким чином:

$$F_i = \{G_i, T_j, Sp, I\}_r$$

де G – підмножина гігروتопів ($i = 5$); T – підмножина трофотопів ($j = 4$); Sp – множина видової різноманітності лісової екосистеми; I – множина інтегральних характеристик, до яких можна віднести біологічну продуктивність системи – суму біомас за видами. Остання множина характеристик також може включати зв'язки між компонентами екосистеми.

При переході до формалізації описів видових характеристик лісової екосистеми зазначимо, що множину рослинності доцільно умовно поділити на яруси Sp_f . Такий поділ зумовлений в першу чергу тим, що при моделюванні міграції радіонуклідів доцільно виділяти міграцію не тільки між окремими складовими екосистеми, а і потоки біомас та переходи радіонуклідів між ярусами лісу

$$Sp_f = \{Tr, Ug, Uw, Grb, Fal, Mos, Mush, Lch\},$$

де Tr – множина видів дерев; Ug – множина видів підліску; Uw – множина видів підросту; Grb – множина видів трав'яно-чагарничкового ярусу; Fal – опад/відпад: множина відмерлих частинок органічної речовини з різних ярусів; Mos – множина видів мохового ярусу; $Mush$ – множина видів грибів; Lch – множина видів лишайників.

Множину видів, що знаходяться в екосистемі даного виду, можна визначити двома шляхами: (1) перерахуванням видів, що населяють дану територію; (2) перетином множин ареалів видів з сусідніх едотопів. Виділимо окремо множини, що відносяться до ярусу деревостану та побудуємо формалізовані описи ярусу деревостою.

Опис ярусу деревостою можна задати наступним чином:

$$Tr = \{Wd, Brk, Spr, Ned, Lf, Brch, Rt\},$$

де Wd – стовбур, Brk – кора, Spr – пагони, Ned – шпильки, Lf – листя, $Brch$ – гілки, Rt – коріння.

З компартментом Wd пов'язані такі змінні як маса m_w , висота h_w , середній діаметр d_{av} , вік a_w , зімкнутість cd_w , кількість дерев на одиницю площі cn_w ,

$$Wd = \{m_w, h_w, d_{av}, a_w, cd_w, cn_w\}$$

Кору Brk розрізняють зовнішню Brk_o та внутрішню Brk_i і пов'язують її кількісно з масою окремих складових m_{Brk_o} , m_{Brk_i} та загальною масою m_{Brk} .

Пагони Spr розрізняють однорічні Spr_o та старші Spr_l . Маси визначають як окремо для кожної складової m_{Spr_o} та m_{Spr_l} , так і загалом m_{Spr} .

Шпильки Ned так само, як і пагони, розрізняють однорічні Ned_o та старші Ned_l . Маси визначають як окремо для кожної складової m_{Ned_o} та m_{Ned_l} , так і загалом m_{Ned} .

Листя Lf є однорічним, і з точки зору математичного моделювання важливою характеристикою для нього є маса m_{lf} .

Для відокремлення товстих гілок від тонких введено параметр діаметра гілок d_{bc} . Вважають, що гілки $Brch$ товщиною до 5 мм є тонкими, а якщо більше – товстими. Кількісною характеристикою для даного компартменту є маса товстих m_{bw} , тонких m_{bt} , та загальна маса гілок m_b .

Подібно до опису гілок для коріння Rt також встановлено межу, яка дає можливість розрізняти тонке та товсте коріння. Таким чином, при діаметрі d_r , меншому, ніж 2 мм, вважають коріння тонким, у випадку, якщо більше – товстим. З точки зору математичного моделювання також необхідне завдання маси коріння як загалом m_r , так і окремо для товстого та тонкого коріння m_{rt} та m_{rw} відповідно.

Для підросту та підліску формалізовані записи будуть подібними, за винятком того, що для цих ярусів не визначається кількість видових одиниць на одиницю площі.

Тоді для підросту:

$$Ug = \{Wd_g, Brk_g, Spr_g, Ned_g, Lf_g, Brch_g, Rt_g\}$$

$$Wd_g = \{m_g, h_g, d_g, a_g, cd_g\}$$

Для підліску:

$$Uw = \{Wd_w, Brk_w, Spr_w, Ned_w, Lf_w, Brch_w, Rt_w\}$$

$$Wd_w = \{m_w, h_w, d_w, a_w, cd_w\}.$$

Окремим компартментом виділяють опад та відпад, який описується фракційним складом Fr , оскільки потрапляє на поверхню ґрунту з різних ярусів.

$$Fr = \{Brch_f, Lf_f, Ned_f, Brk_f, Bud_f\},$$

де Bud_f – опалі бруньки. Опад та відпад пов'язують з однією змінною – біомасою mf (кг/га).

Такий детальний поділ на компартменти та зважування компартментів окремо дає можливість в подальшому не тільки оцінити динаміку зміни біомаси, а й оцінити ступінь важливості даної складової.

Для оцінки антропогенного впливу використаємо попередні описи і введемо характеристику питомої активності ярусів Am_{spf} з метою визначення міграції радіонуклідів в межах ярусів та між ними.

$$Sp_f = \{Tr, Ug, Uw, Grb, Fal, Mos, Mush, Lch, Am_{spf}\}$$

Опис ярусу деревостану можна задати наступним чином:

$Tr = \{Wd, Brk, Spr, Ned, Lf, Brch, Rt, Am_{spf_i}\}$, де Am_{spf_i} – питома активність окремого виду дерева (Бк/кг).

Так для кожної фракції вводять питому активність, яка характеризує накопичення в ній радіоцезію.

Для компартменту Wd : $Wd = \{m_{tr}, h_{tr}, d_{atr}, a_{tr}, cd_{tr}, cn_{tr}, Am_{wd}\}$, де Am_{wd} – питома активність фракції деревини (Бк/кг).

Для підросту та підліску формалізовані записи будуть наступними:

$$Ug = \{Wd_g, Brk_g, Spr_g, Ned_g, Lf_g, Brch_g, Rt_g, Am_{spg_i}\},$$

де Am_{spg_i} – питома активність окремого виду підросту (Бк/кг);

$$Wd_g = \{m_g, h_g, d_g, a_g, cd_g, Am_g\},$$

де Am_g – питома активність фракції стовбуру підросту (Бк/кг);

$$Uw = \{Wd_w, Brk_w, Spr_w, Ned_w, Lf_w, Brch_w, Rt_w, Am_{spw_i}\},$$

де Am_{spw_i} – питома активність окремого виду підліску (Бк/кг);

$$Wd_w = \{m_w, h_w, d_w, a_w, cd_w, Amw_d\}, \text{ де } Amw_d - \text{питома активність стовбуру підліску (Бк/кг).}$$

За аналогією з наведеними вище формалізованими описами можна описати решту компартментів лісових екосистем, які відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів в лісових екосистемах. Використовуючи дані описи при побудові функціональних відношень, необхідно враховувати природні зв'язки між компартментами, оскільки математичні моделі міграції радіонуклідів в лісових екосистемах повинні відображати реальні процеси, що проходять в екосистемах. Наведені в даній статті формалізовані описи покладено в основу бази даних інформаційної системи для математичного моделювання міграції радіонуклідів в лісових екосистемах.

ПЕРСПЕКТИВА РОЗВИТКУ ЛЬОНАРСТВА НА ГІДРОМОРФНИХ ГРУНТАХ У РАДІОЗАБРУДНЕНІЙ ЗОНІ

В.Г. Дідора,
А.П. Липко,
І.Ю. Деревон

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

У зоні з підвищеним радіозабрудненням на гідроморфних ґрунтах за рахунок підвищеного використання поновлюваної енергії можна отримувати високі і стабільні врожаї льонопродукції.

Незважаючи на високу рентабельність льону-довгунця, площі посіву і виробництво продукції за останні роки скоротилось майже у десять разів, а його якість погіршилася.

Серед великого різноманіття ґрунтово-кліматичних зон лише регіон Полісся України придатний до вирощування провідної технічної культури – льону-довгунця, продукція якого

користується великим попитом, а вартість однієї тонни волокна коливається в межах 1500-2500 доларів США.

Екстенсивне використання та високий рівень розораності ґрунтів (Рижук С.М., 2000 р.) призвели до того, що льон-довгунець розміщувався на малопродуктивних, дерново-прихованопідзолистих, дерново-, слабо- і середньопідзолистих піщаних та глинисто-піщаних ґрунтах, де кожен третій гектар практично без фосфору і калію. Тому вилучення з обробітку орних малопродуктивних ґрунтів обумовлює розміщення льону-довгунця з урахуванням адаптивно-ландшафтного землеробства, на ґрунтах з достатньо високою потенційною родючістю й вологозабезпеченістю. Виробництво льону у регіоні Чорнобильської катастрофи опинилось в умовах забруднення ґрунтів радіонуклідами. Таке становище є однією з важливих причин не тільки скорочення, а й повного припинення виробництва льонопродукції. Проте зона Полісся і є зоною гарантованих високоякісних і стабільних врожаїв льону-довгунця, який має найменший коефіцієнт переходу радіонуклідів і тому він є по суті екологічно чистою продукцією вирощування на гідроморфних, осушених ґрунтах, з показниками гідротермічного коефіцієнта 1,5-2,5. За даними Ковальова В.Б. (1996) льон-довгунець за період росту і розвитку набирає мінімальну кількість радіонуклідів Cs-134-140 Бк/кг і Cs-137-120 Бк/кг. Вміст радіонуклідів у льоносолі і насінні знаходиться у межах: Cs-134 - 140 Бк/кг і Cs-137 - 100-510 Бк/кг, що не перебільшує ТДР для сільськогосподарської продукції.

У льону-довгунця можливе вторинне забруднення трести радіонуклідами, які попадають на продукцію за період мацерації, що перебільшують допустимі рівні забруднення. У технологічному процесі переробки льонотрести на волокно збільшується забрудненість робочих місць, що перебільшує допустимі рівні.

За даними Дідори В.Г. (1969) підсів під льон рихлокущових злакових трав покращує умови вилежування і якість льонопродукції, а її забруднення зменшується у 1,5-2,0 рази (Ковальов В.Б., 1996).

Відродження і перспективи розвитку конкурентноспроможної продукції льонарства в Україні повинно бути спрямоване не на екстенсивний шлях, а на різке зростання використання поновлюваної фотосинтетичної активної радіації, де головною ланкою є енергозберігаюча технологія. Вирішення такої проблеми можливе лише з урахуванням постійного забезпечення льону-довгунця продуктивною вологою і збільшення коефіцієнта використання фотосинтетичної активної радіації. Такі біологічні вимоги льону-довгунця можуть бути забезпечені необхідними показниками ГТК, а це в першу чергу вирощування льону на перезволожених, осушених дерново-глейових ґрунтах, питома вага яких у зоні Чорнобильської аварії становить понад 50%.

Розрахунки показують, що в цій зоні можна отримувати дійсно можливий врожай в межах 110 центнерів надземної фітомаси, у тому числі соломи льону-довгунця близько 100 цнт, трести – 75, а в перерахунку на волокно – 18-19 і насіння – 7-8 ц/га. При такій високій врожайності екологічно чистої продукції коефіцієнт використання ФАР становить – 1,7-1,8, це майже у 2,0-2,5 вище, ніж при вирощуванні льону за інтенсивно енергозатратною технологією.

Тільки при раціональному розміщенню, своєчасному і якісному виконанню технологічних операцій можна впевнено прогнозувати одержання продукції льону-довгунця на рівні 1,7-1,8% використання поновлюваної енергії у Чорнобильській зоні радіозабруднення.

УДК 631.432.24

СИСТЕМИ ОСНОВНОГО ОБРОБІТКУ В РЕГУЛЮВАННІ ВОДНО-ФІЗИЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ГЛЕЙОВИХ ҐРУНТІВ В УМОВАХ ОСУШЕННЯ

Г.І. Парфенюк

Україна, Інститут землеробства УААН

Викладені результати польових досліджень щодо впливу комбінованих систем основного обробітку ґрунту в сівозміні на його фізичні і водно-фізичні характеристики. Показано, що застосування різних знарядь та заходів обробітку в поєднанні з агроеліоративними заходами дає можливість практичного вирішення питань оптимізації фізичних параметрів та водно-фізичних констант осушених дерново-підзолистих глейових ґрунтів Західного Полісся України.

У зоні нестійкого зволоження об'єктом меліорації є важкі слабооцуктурені ґрунти, які характеризуються несприятливими водно-фізичними властивостями, що обумовлює диференційований підхід до способів їх меліорації. В таких умовах виникає доцільність в комплексному поєднанні гідротехнічних меліорацій з агроеліоративними заходами, спрямованими на прискорення поверхневого та внутріґрунтового стоку, збільшення водоакумуючої здатності ґрунту.

Параметри агрофізичних показників окультуреності ґрунтів, в т. ч. і водно-фізичних констант, обґрунтовані в значно меншій мірі, в порівнянні з агрохімічними показниками. Це пояснюється з однієї сторони недооцінкою значення водно-фізичних властивостей ґрунту як фактора його родючості, з іншої - недосконалістю методик їх визначення та методів інструментального контролю за їх зміною. Із розвитком прикладних наук та сільськогосподарського виробництва все більш очевидною постала доцільність контролю за зміною агрофізичних параметрів ґрунтів з метою цілеспрямованого їх регулювання в оптимальних для рослин режимах.

Серед агрофізичних показників окультуреності ґрунту, поряд із шпаруватістю та щільністю, виступають водно-фізичні константи: повна вологоємність (ПВ), гранично-польова вологоємність (ГПВ), вологість розриву капілярного зв'язку (ВРК), вологість стійкого в'янення (ВСВ) рослин та максимальна гідроскопічна вологоємність (МГВ). Наведені водно-фізичні константи відображають як кількісний ступінь зволоженості ґрунту, так і якісну характеристику вологи по відношенню її рухомості і ступенем доступності рослинам як легкодоступна, доступна, важкодоступна, непродуктивна, недоступна (3).

Польові дослідження проводили на осушених гончарним дренажем дерново-підзолистих глейових ґрунтах Сарненського району Рівненської області в дослідній сівозміні: 1 – картопля, 2 – кукурудза (силос), 3 – ячмінь із підсівом конюшини, 4 – конюшина, 5 – озима пшениця. Водно-фізичні властивості вивчали на різних системах основного обробітку ґрунту та агроеліоративних заходах (табл. 1). Полицеву систему обробітку здійснювали під всі культури сівозміни плугом на глибину 23 см, плоскорізну – за допомогою плоскоріза ППН-2.2 на глибину 23 см, поверхневу – за допомогою дискових знарядь з проведенням безполіцевої оранки під першу культуру сівозміни. Мілке спущування проводили щорічно на глибину 10 см за допомогою плуга, кожний корпус якого обладнаний ґрунтопоглиблювачем. Глибоке опущення на глибину 0,7 м проводили 1 раз за ротацію сівозміни спущувачем РНТ-0.8 на глибину 0,7 м, через 0,6 м перед садінням картоплі.

Будову ґрунту та водно-фізичні константи визначали на третій рік ротації сівозміни. Шпаруватість капілярну та щільність складання визначали за допомогою металевих циліндрів висотою 10 см, загальну шпаруватість – розрахунковим методом. ПВ визначали лабораторним шляхом в непорушених монолітах за допомогою циліндрів висотою 10 см, ГПВ – за методом заливу площадок, ВСВ – за методом вегетаційних мініатюр (1), ВРК – в непорушених монолітах за допомогою циліндрів висотою 10 см (2), МГВ – за методом Ніколаєва.

Як показали результати досліджень, системи основного обробітку суттєво вплинули на його будову (див. табл. 1).

Таблиця 1

Будова ґрунту залежно від систем основного обробітку та агроеліоративних заходів

Варіант	Система обробітку	Шар, см	Шпаруватість загальна, %	Шпаруватість капілярна, %	Щільність складення, г/см ³
1	Полицева	0-30	42,2	26,3	1,42
		30-50	32,4	29,0	1,77
		0-70	36,3	27,6	1,63
2	Полицева із мілким спущуванням	30-50	43,4	25,7	1,40
		30-50	33,3	29,6	1,73
		0-70	37,3	27,8	1,62
3	Поверхнева	30-50	40,3	28,1	1,49
		30-50	30,6	28,7	1,78
		0-70	35,2	28,6	1,67
4	Плоско різна	0-30	42,2	26,9	1,45
		30-50	31,7	29,3	1,77
		0-70	36,9	28,2	1,64
5	Плоскорізна із глибоким спущуванням	0-30	43,6	25,6	1,41
		30-50	38,5	27,0	1,60
		0-70	39,2	26,6	1,55

Полицевий обробіток, в порівнянні з поверхневим, на 2% підвищував показник загальної шпаруватості орного шару ґрунту, однак на 18% приводив до зменшення капілярної шпаруватості. У глибоких шарах різниця була менш помітною. Мілке спущення підорного шару ґрунту при полицевому обробітку приводило до подальшого зростання загальної та капілярної шпаруватості, зменшення щільності складення.

Таблиця 2

Параметри водно-фізичних констант (1) та відповідні вологозапаси (2) залежно від системи основного обробітку ґрунту та агроеліоративних заходів

Варіант	Шар ґрунту, см	ПВ, % на сухий ґрунт	(1), % від ПВ				(2), мм				
			ГПВ	ВРК	ВСВ	МГВ	ПВ	ГПВ	ВРК	ВСВ	МГВ
1	0-30	26,8	81,3	47,5	21,3	9,1	114	93	54	24	10
	30-50	18,9	85,8	58,1	23,6	17,6	129	116	75	31	22
	0-50	22,9	83,6	52,8	22,5	13,4	243	209	129	55	32
2	0-30	27,3	84,6	49,0	22,1	9,1	115	97	56	26	11
	30-50	20,0	86,5	56,5	21,5	15,4	132	115	76	29	21
	0-50	23,7	85,6	52,3	21,8	12,3	247	212	132	55	32
3	0-30	23,9	86,5	47,7	19,2	10,3	105	91	49	20	10
	30-50	17,4	88,7	58,7	23,3	20,5	123	108	75	30	23
	0-50	20,6	87,6	53,2	21,3	15,4	228	119	124	50	34
4	0-30	26,8	81,8	45,2	19,7	9,3	116	95	53	23	11
	30-50	17,9	86,6	63,1	24,3	17,9	124	110	78	30	23
	0-50	22,4	84,2	54,2	22,0	13,6	240	205	131	53	33
5	0-30	26,7	83,9	51,4	21,6	8,8	114	95	58	24	10
	30-50	21,1	86,5	60,3	22,6	14,8	138	120	80	32	20
	0-50	23,9	85,2	55,9	22,1	11,8	252	215	138	56	30

Однак найбільш істотні зміни в будові 0-70 см шару відбулися при глибокому спущенні на фоні плоскорізного обробітку. Така система основного обробітку забезпечувала

найбільш оптимальні умови для розвитку і функціонування кореневих систем рослин. Істотної різниці в будові ґрунту при проведенні полицевого та плоскорізного обробітків не виявлено.

Системи основного обробітку ґрунту вплинули на вологоємкість ґрунту (табл. 2). Проведення полицевого (варіант 1) та плоскорізного (варіант 4) обробітків спричиняло підвищення значення ПВ в 0-50 см шарі, в порівнянні з поверхневим обробітком на 2,3 і 1,8 %. При поєднанні цих агрозаходів з мілким та глибоким спущенням (варіанти 2 і 5) виявлено подальше зростання ПВ відповідно до 23,7 і 23,9 %. ГПВ, виражена у відсотках від ПВ, була найвищою (87,6 %) при поверхневому обробітку. Інтенсивні системи обробітку ґрунту із застосуванням полицевих та плоскорізних знарядь та їх поєднання з агроеліоративними заходами приводили до незначного зниження ГПВ і зростання величини ВРК.

Таблиця 3

Границі категорій вологості залежно від систем основного обробітку та агроеліоративних заходів, мм

Варіант	Шар ґрунту, см	Загальна водоакумулююча здатність, мм	в т.ч. за категоріями вологості					Продуктивна (ПВ-BCB)
			Легкодоступна надлишкова (ПВ-ГПВ)	Легкодоступна оптимальна (ГПВ-ВРК)	Середньодоступна (ВРК-BCB)	Важкодоступна непродуктивна (BCB-МГВ)	Недоступна (МГВ-0)	
1	0-30	114	21,6	38,2	30,0	14,4	9,9	89,8
	30-50	129	13,6	40,5	44,0	8,6	22,4	98,1
	0-50	243	34,2	78,7	74,0	23,0	33,3	187,1
2	0-30	115	17,8	41,0	30,8	15,0	10,5	89,6
	30-50	132	17,3	39,1	46,4	8,2	21,1	102,8
	0-50	247	35,1	80,1	77,2	23,2	31,6	192,4
3	0-30	105	14,5	41,3	29,5	9,7	10,3	85,3
	30-50	123	14,8	32,8	45,2	6,4	23,4	92,8
	0-50	228	29,2	74,1	74,7	17,1	33,7	178,0
4	0-30	116	21,2	42,4	29,7	12,1	10,7	93,3
	30-50	124	14,5	32,1	47,4	7,8	22,5	94,0
	0-50	240	35,7	74,5	77,1	19,9	33,2	187,3
5	0-30	114	18,8	37,0	33,4	14,5	9,9	89,2
	30-50	138	18,0	40,0	48,8	12,0	20,1	106,8
	0-50	252	36,8	77,0	82,2	26,0	30,0	196,0

Поліцевий і плоскорізний обробітки та їх поєднання із мілким та глибоким спущенням підвищували водоакумулюючу здатність ґрунту. Вологозапаси 0-50 см шару ґрунту, що відповідають ПВ на варіантах із агроеліоративними заходами (варіанти 2 і 5), були найвищими і становили 247 і 252 мм, що на 19 і 24 мм вище в порівнянні із поверхневим обробітком. Аналогічні закономірності у зміні вологозапасів під впливом систем основного обробітку виявлені і у інших водно-фізичних константах (ГПВ, ВРК та BCB).

Оскільки ГПВ характеризує верхню границю оптимального зволоження ґрунту, то зростання вологості вище цього критерію супроводжується несприятливими умовами повітряного режиму в ґрунті для розвитку кореневих систем рослин. За нашими спостереженнями, такі умови на глейових ґрунтах можуть складатися при опадах з середньодобовою інтенсивністю понад 10 мм.

Імовірність таких опадів для Західного Полісся досить висока і за теплий період року становить 44 % (191 мм). Даний діапазон вологості характеризує "буферність" ґрунту проти надлишкового його зволоження. Як видно із наведених результатів, при поверхневому обробітку цей інтервал для 0-50 см шару становить 29 мм. При полицевому та плоскорізному обробітках він зростає і на варіантах із мілким та глибоким спущуванням становить відповідно 35 та 37 мм.

Заходи основного обробітку визначали водоакумулюючу здатність активного шару ґрунту. Найнижчий показник потенційної водомісткості 0-50 см шару ґрунту мав місце при поверхневому обробітку (варіант 3), який становив 228 мм (табл.3).

При такому обробітку мали місце і найнижчі показники продуктивної та легкодоступної вологи (відповідно 178,0 і 103,3 мм). Проведення полицевого та плоскорізного обробітків в комплексі із мілким та глибоким спущенням (варіанти 2 і 5) на 19 і 24 мм підвищувало загальну водоакумулюючу здатність 0-50 см шару ґрунту в порівнянні із поверхневою системою обробітку. При цьому вміст продуктивної вологи був найвищий і складав відповідно 192,4 і 196,0 мм, а вміст легкодоступної та середньодоступної вологи зростав на 11,9 і 10,5 та 2,5 і 7,5 мм.

Істотної різниці в зміні категорій вологості ґрунту між полицевою та плоскорізною системами обробітку ґрунту не виявлено.

Висновки

1. При використанні осушених дерново-підзолистих глейових ґрунтів важливу роль у формуванні будови ґрунту відіграє система основного обробітку в сівозміні, яка повинна ґрунтуватись на використанні полицевих або ж плоскорізних знарядь.

2. Використання дискових знарядь для основного обробітку приводить до підвищення щільності, зниження загальної шпаруватості, вологості та водоакумулюючої здатності ґрунту.

3. У меліоративному комплексі на дерново-підзолистих глейових ґрунтах ефективним є впровадження мілкого та особливо глибокого спущення, які повинні виконуватись в системі основного обробітку ґрунту. Завдяки таким агро меліоративним заходам покращувались показники будови ґрунту (шпаруватість, щільність складення), підвищувалась вологості та водоакумулююча здатність, до 10 мм зростає вміст продуктивної вологи в 0,7 м шарі ґрунту.

Література

1. Долгов С.И. Методы изучения водных свойств и водного режима почвы // Агрофизические методы исследования почв. – М.: Наука, 1966. – С.72-121.
2. Мацкевич В.Б. Быстрый метод определения ВРК почвы // Тез. докл. на III Всесоюз. делегатском съезде почвоведов. – Почвоведение, 1970. - № 1. – С. 20-21.
3. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге. Т.2. – Л. Гидрометеорологическое издательство, 1969. – 289 с.

Зооветеринарні та біологічні наслідки аварії на ЧАЕС

УДК 551.521

НАКОПИЧЕННЯ ЦЕЗІЮ-137 КРИЖНЯМИ (ANAS PLATYRHYNCHUS L.) В УМОВАХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

**А.С. Малиновський,
В.М. Турко**

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Проблеми, що виникли після Чорнобильської катастрофи, досить багатогранні. Радіоекологічна проблема полягає у вивченні впливу наслідків аварії на інтенсивність накопичення радіонуклідів різною біотою. Значна увага досліджень приділяється вивченню та аналізу інтенсивності накопичення радіонуклідів харчовою продукцією лісу та дикими тваринами, що дозволяє при певному використанні наукових знань значною мірою оцінити додаткове внутрішнє опромінення, яке отримує населення при використанні в їжу лісових продуктів.

Із основних об'єктів спортивного полювання (козуля, дикий кабан, лось, заєць, крижні та інші) особливе місце посідають крижні. Це зумовлено сприятливими погодними умовами у сезон полювання, їх чисельністю та іншими чинниками. Саме тому ці дикі промислові тварини повинні бути об'єктом посиленого радіоекологічного контролю. Однак вже і після 15-ти річного періоду найбільшої техногенної катастрофи людства всебічних досліджень так і не проведено.

Мисливці та члени їх сімей відносяться до критичної групи населення за надходженням радіонуклідів у організм людини, що зумовлено споживанням м'яса дичини, а тому оцінка особливостей накопичення радіонуклідів у цьому виді продукції лісу має важливе значення.

Крижні заселяють різноманітні водні екосистеми, які можуть суттєво відрізнитись за своїми екологічними умовами. Живляться вони переважно рослинною їжею, дрібними безхребетними та хребетними, здобуваючи їх у воді та на землі. Восени на полях можуть споживати зерно, падалицю.

Крижні, у своїй більшості, належать до перелітних птахів, тому перната дичина, що мігрує, не може бути достовірним індикатором радіоекологічного контролю певної території. Питома активність тушок відзначається значною строкатістю. У птахів, які населяють одну і ту ж водну екосистему, рівні радіоактивного забруднення можуть різнитись у десятки, а то і у сотні разів. Це обумовлено значною кількістю діючих факторів, із яких слід виділити тривалість перебування птахів на радіоактивно забруднених територіях, характером живлення, інтенсивністю метаболізму птахів та іншими чинниками. Тому, тільки молоді крижні, які виростили у межах певної водної екосистеми і нездатні до віддаленого перельоту, можуть слугувати критерієм для оцінки впливу рівнів радіоактивного забруднення певної території на інтенсивність накопичення радіонуклідів птахами. Окрім того, проведені дослідження щодо вивчення інтенсивності накопичення цезію-137 домашніми гусьми показали, що саме у молодому віці (до 3-х місяців) цей процес відбувається найбільш інтенсивно.

Дослідження проводились в умовах Центрального Полісся України на прикладі Житомирської області у її північних адміністративних районах: Овруцькому, Народицькому, Олевському, Лугинському, Малинському, Коростенському, де рівні щільності радіоактивного забруднення ґрунту є досить високими (понад 555 кБк/м²) і відзначаються значною строкатістю. Крижні для цих Поліських районів є найпоширенішим і найчисельнішим видом мисливської пернатої дичини.

Метою наших досліджень було вивчити вплив щільності радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137 на інтенсивність накопичення даного радіонукліду тушками крижня.

За методикою крижні відстрілювались у молодому віці, коли вони ще не стали на крило (плазуни). Це дозволяло більш достовірно оцінити вплив щільності радіоактивного забруднення прилеглої території та її стан на пернату дичину, і тим самим звузити екологічну систему у межах водоймища і прилеглої території. Навколо водоймищ, зі всіх сторін, відбирались зразки ґрунту для визначення щільності радіоактивного забруднення території цезієм-137 і після цього розраховувались середні значення. Усі зразки підлягали спектрометричному аналізу.

Результати досліджень підтвердили висновки попередньо проведених робіт про наявність значної строкатості у рівнях радіоактивного забруднення території Житомирщини. Щільність забруднення ґрунту цезієм-137 у місцях відстрілу крижнів складала 37-74 кБк/м² в Олевському, Малинському районах та понад 1500 кБк/м² - Народицькому. Значна строкатість радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137 характерна і для територій, які знаходяться навколо певного водоймища. Враховуючи міграційну здатність птахів, для розрахунку залежності накопичення цезію-137 у тушках крижнів від щільності радіоактивного забруднення ґрунту даним радіонуклідом брались середні показники для певної водної системи і всі результати групувались по зонах (табл.1).

Аналіз результатів свідчить про значну варіабельність питомої активності цезію-137 у тушках крижнів. Так, максимальне значення даного показника було у крижня, відстріленого в Лугинському районі неподалік смт. Лугини – 2200 Бк/кг, а мінімальне – 10 Бк/кг в Олевському районі неподалік селища Білокорівичі. Через незначну вибірку, що репрезентували певні водоймища, концентрація радіоцезію у тушках птахів відзначалась значною варіабельністю (70-110%). Це не дало можливості виявити достовірного зв'язку (на 5%-му рівні значимості) впливу щільності радіоактивного забруднення ґрунту певної території на питому активність цезію-137 у крижнів. Однак існує чітка тенденція до зростання вмісту цезію-137 у тушках птахів при зростанні забруднення території. Отримані дані свідчать, що при щільності радіоактивного забруднення ґрунту цезію-137 понад 185 кБк/м² різко зростає питома активність у тушках птахів. Для порівняння зазначимо, що у домашніх гусей, які вирощувались на природних водоймищах у Народицькому районі, така закономірність спостерігається при щільності радіоактивного забруднення території понад 259 кБк/м². Отже, у крижнів процес акумуляції радіоцезію відбувається інтенсивніше.

Від загальної кількості відстріляної дичини (35 штук), у 48.6% тушок вміст радіоцезію перевищував гранично допустиму концентрацію даного нукліду (200 Бк/кг, ДР-97). При зростанні щільності забруднення угідь цезієм-137 понад 185 кБк/кг збільшується кількість такої продукції до 80%. Це свідчить про недоцільність полювання на таких територіях. На територіях, де щільність радіоактивного забруднення ґрунту не перевищує 185 кБк/м² (5 Кі/км²), необхідно проводити радіологічний контроль всіх трофеїв полювання.

Таблиця 1

Питома активність цезію-137 у тушках крижнів радіоактивно забруднених зон

Статистика питомої активності	Радіоактивно забруднені зони, кБк/м ²					
	37.1-74.0	74.1-185.0	185.1-259.0	259.1-370.0	370.1-555.0	> 555.1
Середні значення, Бк/кг	263.7	233.0	961.0	1887	528.5	677.5
Похибка середньо- арифметична	75.4	56.9	611.2	-	204.7	38.5
Коефіцієнт варіації, %	70.0	100.6	110.2	-	77.5	27.7
Кількість спостере- жень, штук	6	17	3	1	4	4

Результати досліджень не виявили відмінностей в інтенсивності накопичення радіоцезію птахами різної статі.

Узагальнюючи викладений матеріал можна зробити висновки:

- вміст цезію-137 у тушках крижнів відзначається значною строкатістю, що обумовлено індивідуальною особливістю птахів та рівнями радіоактивного забруднення території даним нуклідом;
- питома активність цезію-137 у тушках крижнів зростає при збільшенні рівнів радіоактивного забруднення ґрунту;
- при щільності радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137 понад 185 кБк/м² полювання на крижнів потрібно заборонити.

ПРОБЛЕМИ І ПЕРСПЕКТИВИ МОНІТОРИНГУ АГРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА

М.М. Побірський

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Обговорюється можливість використання показників інтенсивності метаболізму ембріонів в якості критеріїв моніторингу екологічного стану сільськогосподарського виробництва.

За сьогоденних умов сільськогосподарського виробництва, коли мають місце неадекватні ціни на добрива, засоби захисту рослин, лікувальні і профілактичні ветеринарні препарати, білково-вітамінно-мінеральні добавки та біологічно активні речовини, дуже часто застосовуються дешевші, але менш очищені їх аналоги або замітники, застосування яких лише ускладнює екологічний стан сільськогосподарського виробництва.

З другого боку, в умовах радіоактивного забруднення грантів вимоги до додаткових екологічних забруднювачів або жорсткішають, або виключають їх наявність (більшість пестицидів заборонені, або не рекомендовані до використання).

Все це приводить не тільки до зміни технологічних вимог, але й до перегляду екологічних концепцій, структур і систем виробництва.

Таким чином, необхідність володіння реальним екологічним станом є не тільки актуальним, але й обов'язковим для ефективної організації сільськогосподарського виробництва.

Сьогодні уже недостатньо визначити перелік та рівень екологічних забруднювачів, які мають місце в повітрі, ґрунті і воді. Дуже важливо знати як довго вони там знаходяться, яка їх метаболічна активність, наскільки суттєво вони уже вплинули на рослинний і тваринний світ і чим вони ще нам загрожують.

Відповісти на ці запитання можна лише після аналізу екологічного стану виробництва сільськогосподарської продукції, після детального його дослідження, включаючи дослідження елементів біоіндикації, біотестування, імунореактивності, інтенсивності метаболізму та ембріологічного моніторингу. Із перерахованого досить широко застосовуються, особливо в рослинництві, лише перші три елементи. У тваринництві в цьому напрямі робляться тільки перші практичні кроки.

На наш погляд, особливої уваги заслуговує вивчення інтенсивності метаболізму ембріонів в повітряному (птиці) та водному (риби, молюски) середовищі, а також у ґрунті (дошові черв'яки).

Інтенсивність метаболізму ембріонів птиці визначають за показниками споживання кисню та виділення вуглекислого газу. Відомо, що у відкладеному курячому яйці є все необхідне для формування повністю розвиненого курчати за винятком кисню. Протягом 21 доби інкубації яйце поглинає 6 літрів кисню і виділяє 4,5 л вуглекислого газу та 11 літрів

водяної пари. Якщо маса закладеного в інкубатор яйця дорівнювала 60 грамів, то перед вилупленням курчати вона зменшується до 51 грама. Все це добре видно з наведеного нижче малюнка.

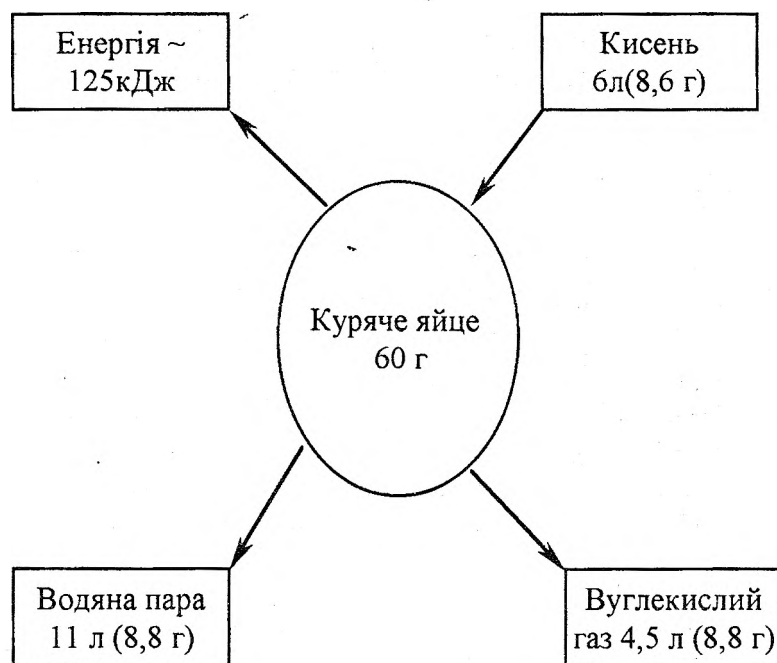


Рис.1 Показники обміну речовин при інкубуванні курячого яйця

За допомогою злегка модернізованих лабораторних інкубаторів можна визначати інтенсивність споживання ембріонами кисню протягом всього періоду їх розвитку, а продовження спостережень за курчатами в постембріональний період, з урахуванням умов одержання та інкубування яєць, дозволить визначити рівень впливу екологічних забруднювачів на імунний статус птиці та потенційну продуктивність кількох поколінь їх нащадків.

Використовуючи в дослідженнях яйця однієї породи курей, одержані в різних екологічних умовах і проводячи інкубування в ідентичних, аналогічних чи заданих умовах можна визначити вплив повітряних екологічних забруднювачів на метаболічну активність ембріонів і встановити ступінь впливу умов одержання яєць на інтенсивність метаболізму ембріонів, які розвивались в повітряному середовищі різного рівня забруднення.

Широкі можливості комбінування варіантів досліджень добре ілюструє наведена нижче таблиця.

Повна серія досліджень, проведених згідно з наведеною схемою, дає змогу за показниками інтенсивності метаболізму ембріонів визначити рівень впливу на стан розвитку ембріонів повітряних екологічних забруднювачів, які діяли як в умовах одержання яєць, так і в умовах їх інкубування.

Порівняння даних метаболічної активності ембріонів в горизонтальних рядках (конкретний варіант X на фоні всіх варіантів Y) дозволяє чітко виділити вплив умов інкубування, а в вертикальних графах (конкретний варіант Y в порівнянні зі всіма варіантами X) ступінь впливу умов одержання яєць на інтенсивність метаболізму розвинених в цих яйцях ембріонів.

За аналогічною схемою можна вивчати в експериментальних акваріумах вплив екологічних забруднювачів води на метаболічну активність ембріонів риб чи молюсків.

Ще більш цікавими можуть бути дослідження впливу ґрунтових екологічних забруднювачів на ембріони дощових черв'яків або на колонії бактерій, які розвиваються в ґрунтах різної структури та на різних фонах мінеральних і органічних добрив. Такі дослідження, проведені в контрольованих умовах лабораторних кашпо, можуть також

свідчити про вплив чисто ґрунтових забруднювачів на інтенсивність метаболізму живих ґрунтових мешканців, якщо для поливу буде використовуватись “чиста” вода і продуватись “чиста” (із балонів) повітряна суміш.

Таблиця 1

Схема досліджень

Умови одержання яєць (X)	Умови інкубування яєць (Y)					
	екологічно чисті (YE _ч)	Y ₁	Y ₂	Y ₃	...	Y _n
Екологічно чисті (XE _ч)	XE _ч YE _ч	XE _ч Y ₁	XE _ч Y ₂	XE _ч Y ₃	...	XE _ч Y _n
X ₁	X ₁ YE _ч	X ₁ Y ₁	X ₁ Y ₂	X ₁ Y ₃	...	X ₁ Y _n
X ₂	X ₂ YE _ч	X ₂ Y ₁	X ₂ Y ₂	X ₂ Y ₃	...	X ₂ Y _n
X ₃	X ₃ YE _ч	X ₃ Y ₁	X ₃ Y ₂	X ₃ Y ₃	...	X ₃ Y _n
X _n	X _n YE _ч	X _n Y ₁	X _n Y ₂	X _n Y ₃	...	X _n Y _n

X₁, X₂, X₃...X_n - забруднювачі, які діяли в умовах одержання яєць.

Y₁, Y₂, Y₃...Y_n - забруднювачі, які діяли під час інкубування яєць.

XE_ч - екологічно чисті умови одержання яєць.

YE_ч - екологічно чисті умови інкубування яєць.

Проведені за такою схемою комплексні наукові дослідження важливі ще й з тієї точки зору, що вони можуть слугувати за основу ембріологічного моніторингу екологічного стану сільськогосподарського виробництва в господарствах різної форми власності.

Державна агроекологічна академія України володіє ідейним, методичним і технічним “ноу-хау” і може стати базою спеціалізованого науково-дослідного колективу, кінцевою метою якого буде розробка і впровадження ембріологічного моніторингу екологічного стану сільськогосподарського виробництва.

ЖИРНІ КИСЛОТИ ФОСФОЛІПІДІВ НАТИВНОЇ КРОВІ, ПЛАЗМИ ТА СИРОВАТКИ НОВОНАРОДЖЕНИХ ТЕЛЯТ, ХВОРИХ НА ДИСПЕПСІЮ

**В.А. Томчук,
Д.О. Мельничук**

Україна, Національний аграрний університет

Вперше вивчено склад жирних кислот ліпідів, екстрагованих з нативної крові, плазми та сироватки телят, хворих на диспепсію. Показано відмінності в кількісному співвідношенні насичених, мононенасичених та поліненасичених жирних кислот, яка заключається в зменшенні довголанцюгових поліненасичених жирних кислот при захворюванні телят на диспепсію. Інтенсивність зменшення залежить від компонентів крові, з яких екстрагувались ліпіди.

Ліпіди і особливо фосфоліпіди відіграють важливу роль у забезпеченні життєдіяльності організмів всіх рівнів організації, про що опубліковано в багатьох монографіях та експериментальних роботах. Ці компоненти беруть участь в розвитку інфекційних та соматичних патологічних процесах. Дякуючи успіхам ліпідології, стало відомо, що ліпіди є не тільки основним елементом ядерної мембрани, а і важливими компонентами

таких ядерних структур як хромосоми, хроматин і ядерний матрикс. Виявлені ДНК – пов'язані ліпіди, де домінують нейтральні ліпіди над фосфоліпідами. Крім того, такі ліпіди збагачені кардіоліпіном, ефірами холестерину та дігліцеридами. Серед жирних кислот великий інтерес мають кислоти з довгим вуглецевим ланцюгом. Такі жирні кислоти відіграють роль ендогенних роз'єднувачів окислювального фосфоритування, беруть участь в термогенезі, при пошкодженні клітин і тканин, при різних патологічних станах.

Мета даної роботи – вивчити склад жирних кислот фосфоліпідів, очищених від нейтральних ліпідів, екстрагованих з нативної крові, плазми та сироватки телят хворих на диспепсію.

Таблиця 1

**Природа і кількісний вміст окремих жирних кислот в фосфоліпідах
нативної крові телят, хворих на диспепсію**

Жирні кислоти	Здорові телята N=5	Хворі телята N=5
Лауринова C _{12:0}	0,12±0,02	0,54±0,05
Міристинова C _{14:0}	0,43±0,02	0,64±0,02
Миристолеїнова C _{14:1}	0,07±0,02	0,13±0,01
Пентадеканова C _{15:0}	0,07±0,02	0,10±0,01
Ізопальмітинова C _{16:0}	0,04±0,02	0,61±0,02
Пальмітинова C _{16:0}	27,7±2,2	34,70±3,0
Пальмітолєїнова C _{16:1}	7,28±2,2	5,76±1,2
Маргарінова C _{17:0}	0,24±0,02	0,17±0,04
Гептадеценова C _{17:1}	0,11±0,02	0,09±0,03
Ізостеаринова C _{18:0}	0,43±0,03	0,15±0,04
Стеаринова C _{18:0}	9,73±1,5	7,93±0,04
Олеїнова C _{18:1}	15,1±1,3	20,0±4,5
Лінолева C _{18:2}	18,7±0,06	24,2±2,5
Ліноленова C _{18:3}	0,20±0,04	0,80±0,04
Арахідова C _{20:0}	0,66±0,04	0,29±0,06
Гондова C _{20:1}	0,35±0,06	0,50±0,02
Генеїкозанова C _{21:0}	0,10±0,02	0,20±0,06
Ейкозантраснова C _{20:3}	3,10±0,02	0,19±0,04
Арахідонова C _{20:4}	3,59±0,9	2,50±0,08
Бегенова C _{22:0}	0,17±0,03	0,19±0,09
Докозантриснова C _{22:3}	0,31±0,04	0,20±0,02
Докозанпентаєнова C _{22:5}	0,60±0,02	0,23±0,04
Докозангексаєнова C _{22:6}	0,30±0,04	0,23±0,03
Сума насичених	33,29	41,22
Сума ненасичених	66,71	58,78
Коефіцієнт насиченості	0,48	0,69

Для досліджень були сформовані дві групи новонароджених телят здорових (n=5) та хворих на диспепсію (n=5) з однаковими клінічними характеристиками перебігу хвороби. Кров брали з яремної вени в стерильні пробірки з гепарином та без нього. Гепаринизовану кров використовували для одержання плазми, а кров без гепарину для одержання сироватки. Нативну кров, плазму та сироватку перед екстракцією ліпідів ліофільно висушували, а потім екстрагували ліпіди за Фолчу. Для повної екстракції аніонних фосфоліпідів використовували метод. Фосфоліпіди з загальної фракції ліпідів відділяли від нейтральних ліпідів шляхом тонкошарової хроматографії використовуючи розчинники: толуол, діетиловий ефір, мурашину кислоту (40:60:1). У місці старту знаходились фосфоліпіди, пляму округляли пастерівською піпеткою, збирали спеціальним пристроєм разом з силікагелем в пробірку, де знаходився хлороформ з метанолом (26:1 %), центрифугували для осадження силікагелю, хлороформ-метаноловий розчин зливали в іншу пробірку. Потім для одержання концентрату фосфоліпідів

їх опарювали в тоці азоту і використовували для одержання метилових жирних кислот. Метиллові ефіри одержували 3H HCl в метанолі при 100°C , або за методом, де використовували метилування жирних кислот $1\% \text{H}_2\text{SO}_4$ в метанолі. Одержані метиллові ефіри чистили методом тонкошарової хроматографії на скляних пластинках $6 \times 9 \text{ см}$ з шаром силікагелю $\text{L} - 5/40$ (Lachemo, Чехія). Аналіз жирних кислот проводили або методом газорідинної хроматографії на хроматографі "Carlo Erba" (Італія) зі скляними набивними колонками ($2,5 \text{ м} \times 3 \text{ мм}$) на носії "Silar 5 CP" (Serva, Германія), або на хроматографі "Цвет-110" (Росія) згідно з методом. Кількість окремих жирних кислот фосфоліпідів визначали методом внутрішньої нормалізації.

Таблиця 2

Природа і кількісний вміст жирних кислот в фосфоліпідах
сироватки крові телят, хворих диспепсією

Жирні кислоти	Здорові телята N=5	Хворі телята N=5
Лауринова $\text{C}_{12:0}$	$0,49 \pm 0,05$	$0,40 \pm 0,05$
Міристинова $\text{C}_{14:0}$	$0,69 \pm 0,05$	$0,77 \pm 0,06$
Миристолеїнова $\text{C}_{14:1}$	$0,08 \pm 0,02$	$0,10 \pm 0,02$
Пентадеканова $\text{C}_{15:0}$	$0,17 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,03$
Ізопальмітинова $\text{C}_{16:0}$	$0,55 \pm 0,05$	$0,53 \pm 0,05$
Пальмітинова $\text{C}_{16:0}$	$30,76 \pm 3,4$	$30,00 \pm 3,4$
Пальмітолеїнова $\text{C}_{16:1}$	$4,76 \pm 0,8$	$6,28 \pm 0,8$
Маргарінова $\text{C}_{17:0}$	$0,10 \pm 0,02$	$0,26 \pm 0,03$
Гептадеценнова $\text{C}_{17:1}$	$0,27 \pm 0,03$	$0,28 \pm 0,02$
Ізостеаринова $\text{C}_{18:0}$	$0,13 \pm 0,02$	$0,48 \pm 0,02$
Стеаринова $\text{C}_{18:0}$	$6,95 \pm 1,2$	$6,02 \pm 0,6$
Олеїнова $\text{C}_{18:1}$	$21,00 \pm 2,2$	$24,19 \pm 1,6$
Лінолева $\text{C}_{18:2}$	$27,11 \pm 2,7$	$23,1 \pm 2,2$
Ліноленова $\text{C}_{18:3}$	$0,60 \pm 0,05$	$0,40 \pm 0,04$
Арахінова $\text{C}_{20:0}$	$0,39 \pm 0,03$	$0,30 \pm 0,02$
Гондова $\text{C}_{20:1}$	$0,50 \pm 0,05$	$0,60 \pm 0,05$
Генеїкозанова $\text{C}_{21:0}$	$0,21 \pm 0,09$	$0,30 \pm 0,05$
Ейкозантраснова $\text{C}_{20:3}$	$0,14 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,03$
Арахідонова $\text{C}_{20:4}$	$3,60 \pm 0,5$	$2,90 \pm 0,5$
Бегенова $\text{C}_{22:0}$	$0,08 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,03$
Докозантриєнова $\text{C}_{22:3}$	$0,30 \pm 0,04$	$0,15 \pm 0,03$
Докозанпентаєнова $\text{C}_{22:5}$	$0,18 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,04$
Докозангексаєнова $\text{C}_{22:6}$	$0,34 \pm 0,04$	$0,23 \pm 0,03$
Сума насичених	34,05	42,9
Сума ненасичених	66,91	57,1
Коефіцієнт насиченості	0,46	0,76

У табл.1 наведені дані щодо природи та кількісного вмісту жирних кислот в фосфоліпідах крові здорових та хворих на диспепсію телят. Як і в інших компонентах крові виявлено 23 насичені, мононенасичені, поліненасичені та ізокислоти. Домінуюче положення займають в хворих та здорових насичена пальмітинова ($\text{C}_{16:0}$) жирна кислота, але в крові хворих цієї кислоти значно більше. В ліпідах крові здорових цієї кислоти знаходиться 27,7 відсотних відсотка, то в крові хворих – 34,70 відсотків. Пальмітолеїнової ($\text{C}_{16:1}$) жирної кислоти більше в крові здорових 7,28 відсотка, а в ліпідах хворих – 5,76 відсотків. Звертає на себе увагу зменшення ейкозантраснової жирної кислоти, арахідонової ($\text{C}_{20:4}$), докозантраснової ($\text{C}_{22:3}$), докозанпентаєнової ($\text{C}_{22:5}$), докозангексаєнової ($\text{C}_{22:6}$) жирних кислот.

У крові хворих загальна сума насичених жирних кислот становить 41,21 відсотка, мононенасичених + поліненасичених 58,78 відсотка, а коефіцієнт насиченості становить 0,69

проти 33,29 відсотків насичених, 66,71 відсотка моно-та поліненасичених і коефіцієнта насиченості 0,48, що більш ніж на 30 відсотків менше.

У табл.2 наведені дані про природу та кількісний вміст жирних кислот в фосфоліпідах, одержаних з сироватки крові телят хворих на диспепсію в порівнянні з здоровими. Як і в фосфоліпідах нативної крові домінуюче положення займають пальмітинова, пальмітолеїнова, стеаринова, олеїнова, лінолева та в якійсь мірі арахідонова жирні кислоти. У фосфоліпідах сироватки крові телят, хворих на диспепсію збільшується загальна кількість насичених жирних кислот і зменшується загальна кількість ненасичених, коефіцієнт насиченості загальної фракції фосфоліпідів сироватки крові хворих телят становить 0,76 проти 0,46 у здорових.

Таблиця 3

Природа і кількісний вміст жирних кислот в фосфоліпідах плазми крові телят, хворих диспепсією

Жирні кислоти	Здорові телята N=5	Хворі телята N=5
Лауринова C _{12:0}	0,29±0,02	0,50±0,05
Міристинова C _{14:0}	0,40±0,05	0,68±0,06
Мирістолеїнова C _{14:1}	0,07±0,02	0,10±0,02
Пентадеканова C _{15:0}	0,08±0,02	0,16±0,02
Ізопальмітинова C _{16:0}	0,29±0,04	0,55±0,05
Пальмітинова C _{16:0}	27,7±2,5	32,7±3,5
Пальмітолеїнова C _{16:1}	10,6±2,1	5,40±0,8
Маргарінова C _{17:0}	0,24±0,04	0,47±0,04
Гептадеценнова C _{17:1}	0,31±0,05	0,18±0,02
Ізостеаринова C _{18:0}	0,06±0,02	0,18±0,02
Стеаринова C _{18:0}	4,00±0,5	7,20±0,8
Олеїнова C _{18:1}	26,2±3,4	24,1±2,4
Лінолева C _{18:2}	19,0±2,5	22,0±1,4
Ліноленова C _{18:3}	5,60±1,2	2,90±0,4
Арахідова C _{20:0}	0,35±0,05	0,09±0,03
Гондова C _{20:1}	0,50±0,06	0,61±0,05
Генеїкозанова C _{21:0}	0,35±0,05	0,29±0,03
Ейкозантриєнова C _{20:3}	0,10±0,02	0,20±0,02
Арахідонова C _{20:4}	3,59±0,5	2,56±0,5
Бегенова C _{22:0}	0,17±0,03	0,25±0,03
Докозантриєнова C _{22:3}	0,21±0,03	0,10±0,04
Докозанпентасенова C _{22:5}	0,16±0,02	0,11±0,03
Докозангексаєнова C _{22:6}	0,30±0,04	0,23±0,03
Сума насичених	33,29	42,21
Сума ненасичених	66,7	58,78
Коефіцієнт насиченості	0,54	0,67

У табл.3 наведені дані про жирні кислоти фосфоліпідів плазми крові здорових та хворих на диспепсію телят. Встановлена аналогічна ситуація. Домінуюче за кількістю положення займають ті ж кислоти, що і в фосфоліпідах нативної крові та сироватки. Збільшується в фосфоліпідах плазми крові хворих загальна кількість насичених жирних кислот і коефіцієнт насиченості. У крові хворих цей параметр становить 0,67, а у крові здорових 0,54.

Таким чином, одержані дані свідчать про зміну вмісту окремих жирних кислот в фосфоліпідах нативної крові, сироватці та плазмі телят хворих на диспепсію. Показано, що при диспепсії в фосфоліпідах відбуваються порушення кількості окремих жирних кислот, що заключається в першу чергу в збільшенні загальної кількості насичених та зменшенні загальної кількості моно- та поліненасичених. Особливо виражені зміни в фосфоліпідах сироватки. Порушення змін відбувається найбільш активно у відношенні довголанцюгових жирних

кислот – арахідонової ($C_{20:4}$), докозантриєнової ($C_{22:3}$), докозанпентаєнової ($C_{22:6}$). Кількість цих жирних кислот зменшується. Зменшується кількість і ліноленової ($C_{18:3}$) жирної кислоти.

Слід відмітити, що фосфоліпіди нативної крові, сироватки та плазми здорових телят також мають між собою кількісні відмінності.

Встановлені порушення в кількісному відношенні вмісту окремих жирних кислот є новим в патогенезі диспепсії новонароджених телят. Про роль жирних кислот в нативній крові лейкоцитах та еритроцитах ми обговорювали в одній із наших попередніх робіт.

Але слід доповнити про велике значення жирних кислот як розмежувачів окислювального фосфоритування, механізм якого заключається в стимуляції дихання при відсутності АТФ-ази, активації латентної АТФ-ази. Ці ефекти залежать від довжини вуглецевого ланцюга. Вони зростають зі збільшенням довжини ланцюга з 8 до 12 атомів і зменшується при довжині ланцюга 18-20 атомів. Крім того, кількість окремих жирних кислот в фосфоліпідах, які є фізіологічно-активними компонентами біологічних мембран, впливає на активну і пасивну дифузію іонів та інших компонентів як у клітину, так і з неї. Фосфоліпіди, їх кількість та склад впливають на регуляцію реплікації і транскрипції, стимулюють чи інгібують синтез РНК. Наші дані свідчать про важливу роль жирних кислот при такому патологічному явищі як диспепсія новонароджених телят і можуть бути використані при розробці нових методів та підходів в лікуванні цього захворювання. Слід відмітити, що при лікуванні ентеросорбентами в фосфоліпідах вказаних компонентів крові відбувається значна стабілізація цих порушень.

Вперше вивчено склад та природу фосфоліпідів, виділених з загальної фракції ліпідів нативної крові, сироватки та плазми. У фосфоліпідах крові та її компонентах вперше зареєстровано 23-насичені, мононенасичені, поліненасичені та ізокислоти.

Домінуюче положення за кількістю займають пальмітинова, пальмітолеїнова, олеїнова, лінолева, ліноленова та арахідонова жирні кислоти.

У хворих на диспепсію телят в фосфоліпідах крові відбувається життєвий перерозподіл кількості окремих жирних кислот. Вперше показано збільшення кількості насичених жирних кислот та зменшення кількості моно- та поліненасичених. Збільшується коефіцієнт насиченості. Найбільш виражені зміни виявлені в фосфоліпідах сироватки.

ДО ПИТАННЯ ЯКОСТІ МОЛОКА В ПОТЕРПІЛИХ РАЙОНАХ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ У ПОСТЧОРНОБИЛЬСЬКИЙ ПЕРІОД

В.А. Котелевич
М.О. Бондар

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, обласна санепідемстанція, м. Житомир

21,4% (1999 р.) та 22,6% (2000 р.) проб молока від корів приватного сектора перевищували ДР-97 за вмістом цезію-137. Більш забруднене молоко в пасовищний період. Зроблено висновки про необхідність посилення протирадіаційних заходів і контролю за якістю молока від корів приватного сектора в потерпілих районах.

Внаслідок аварії на ЧАЕС в Житомирській області забрудненні усі північні райони. На цій території проживає 740 тис. населення, в т.ч. 150 тис. дітей.

Оскільки радіонукліди мігрують по ланцюгу: ґрунт-рослина-тварина-продукти тваринництва, то в організм людини неминуче надходять штучні та природні радіонукліди. Тому питання якості тваринницької продукції в Житомирському регіоні є надзвичайно нагальним. Якщо врахувати постійне надходження невеликих доз радіонуклідів з різних

джерел (вода, повітря, їжа), то сумарна щорічна доза буде вагомою. Нині є аргументовані дані Анєнкова В.С. (1991), Пристера Б.С. (1996), Книжникова В.А., Бархударова (1998) та ін. вчених про негативний вплив на стан здоров'я людей незначних доз радіонуклідів при постійному їх надходженні.

Враховуючи те, що на продукти тваринництва припадає 80,0-90,0% у внутрішньому опроміненні людини (Пристер Б.С., Можар А.О. та ін., 1998), питання якості останніх має велике значення. Актуальність цієї проблеми в нашому регіоні загострюється й тим, що за даними Пономаренка В.М., Парамонова З.М. (1999) значно збільшилась захворюваність дітей у потерпілих внаслідок аварії Народицькому і Коростенському районах.

Одним з основних продуктів харчування людей, особливо дітей, є молоко. Однак, у постчорнобильський період воно належить до одного з провідних джерел надходження радіонуклідів до організму останніх. Отже, питання якості молока в потерпілих внаслідок аварії північних районах Житомирської області є надзвичайно нагальним.

Враховуючи актуальність цієї проблеми, було проведено ретроспективний аналіз досліджень якості молока приватного сектора протягом 1999-2000 рр. У північних районах Житомирської області. За "Програмою з вивчення і уточнення радіаційної ситуації на території України" у 1999 році було охоплено 686 населених пунктів, в яких відібрано і досліджено 4575 проб молока. У 2000 році за програмою "Дозиметрична паспортизація населених пунктів" було досліджено 4508 проб молока, які відібрані у 687 населених пунктах.

Дослідження проводили в обласній СЕС м. Житомир на гама-спектрометрах "Аспект" №23, "АИ-1024-95М №769 та АИ-1024-95М №955". Проби молока відбирали одно-, дво-, чотирьох- та шестикратно у різні пори року. 4-кратно відбирали молоко у тварин приватного сектора, що знаходяться на території, на якій за матеріалами дозиметричної паспортизації населених пунктів доза опромінення населення перевищувала 5мЗв, дворазово – де доза опромінення населення перевищувала 1мЗв, одноразово – всі інші населенні пункти, які віднесені до зон радіоактивного забруднення, але не увійшли в перелік вищеперелічених.

Аналіз результатів досліджень свідчить про низьку якість молока, яке отримують від корів приватного сектора в районах Житомирської області. Перевищення допустимих рівнів за вмістом цезію-137 за 1999-2000 рр. були встановлені в усіх північних районах Житомирської області, за винятком Володар-Волинського у 2000 році.

Проведеними дослідженнями у 1999 році виявлено 21,4% (980 проб із 4575 досліджених) зразків молока, що перевищували за вмістом цезію-137 ДР-97. Відсоток проб молока з перевищенням по районах такий: Ємільчинський – 34,0%, Олевський – 33,9%, Овруцький – 32,3%, Лугинський – 21,8%, Народицький – 18,8%, Коростенський – 5,5%, Володар-Волинський – 1,3%, Новоград-Волинський – 1,7%, Малинський – 0,6%.

Аналіз результатів досліджень 4508 проб молока у 2000 році показав, що 1020 зразків (22,6%) перевищували допустимі рівні за вмістом цезію-137.

Аналізуючи якість молока в різні пори року, можна відмітити, що забрудненість молока цезієм-137 в період випасу (травень-червень-липень) значно вища, ніж в стійловий (березень-квітень, жовтень-листопад). Так, проведеним у 1999 році чотирикратним відбиранням проб молока (березень-квітень, травень-червень, серпень-вересень, жовтень-листопад), встановлено найвищу кількість проб молока, які перевищували ДР-97, у весняно-літній період (49,2%), а найменшу – в стійловий (відповідно 28,4% та 29,4% березень-квітень, жовтень-листопад). Аналогічна залежність відзначена й у 2000 році. Відсоток проб молока, що перевищувало ДР-97 в період випасу тварин, становив 51,4%, а в стійловий – 30,8%. Шестикратне відбирання зразків молока в квітні, травні, липні, вересні, листопаді та грудні підтвердив отримані попередні дані.

Отже, наведені дані свідчать про дуже низьку якість молока, отримуваного від корів приватного сектора. Враховуючи те, що це молоко вживають господарі та їх діти, з метою зниження надходження радіонуклідів цезію-137 в молоко корів приватного сектора і покращання його якості необхідно:

1. Посилити радіологічний контроль і пропаганду серед населення з питань отримання молока відповідно до вимог ДР-97.
2. Більше уваги приділяти створенню окультурених пасовищ для корів населення, виділяти комбікорму з радіопротекторними властивостями, проводити агрохімічну

дезактивацію присадибних ділянок, заборонити випасати худобу на слаборозвинутому травостої.

3. У випадках невідповідності якості молока вимогам ДР-97, переробляти його на масло, сир, а сироватку згодовувати свиням.

ОСОБЛИВОСТІ ГУМОРАЛЬНОГО ІМУНІТЕТУ ВІВЦЕМАТОК В УМОВАХ ДОВГОТРИВАЛОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

О.В. Пінський

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

За умов дії хронічного радіоактивного опромінення вивчали стан гуморальної ланки неспецифічної резистентності організму вівцематок. Встановлено, що хронічна дія підвищених доз радіації негативно впливає на гуморальні показники захисту організму у зимово-весняний період.

Біологічна дія іонізуючого опромінення досить різнобічна. Вона супроводжується глибокими змінами як біохімічних процесів, так і структур в тканинах та клітинах організму (1). Особливо чутлива до дії радіаційного опромінення імунна система, патологічні зміни у якій виникають навіть при таких дозах, котрі не викликають клінічно окресленого захворювання. Як свідчать дослідження деяких вчених (1-3), патологія часто розвивається без прояву чітких типових ознак. Зауважимо, що механізм довготривалого іонізуючого випромінювання на імунологічний стан овець ще мало з'ясований. Тому виникає доцільність вивчення можливих порушень в імунному стані організму тварин з метою наукового обґрунтування необхідності використання заходів, спрямованих на корекцію резистентності за умов утримання сільськогосподарських тварин на територіях з підвищеним рівнем радіаційного забруднення. Отримані деякими дослідниками результати носять інколи спірний характер, що свідчить про необхідність більш глибокого вивчення цих процесів.

Метою наших досліджень було з'ясування впливу хронічної дії іонізуючого випромінювання на гуморальну ланку імунітету вівцематок.

Матеріал і методика досліджень. Для з'ясування стану гуморального імунітету вівцематок протягом зимово-весняного періоду були проведені експериментальні дослідження на території обласної спеціалізованої станції по догляду за землями зони безумовного відселення с.Бабиничі Народицького району ("станція"- дослідна група) та в ТОВ ім. Шевченка Радомишльського району Житомирської області (контрольна група), які мають різні рівні радіаційного забруднення. Згідно з прийнятою картосхемою "станція" належить до третьої зони за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ($5-10 \text{ Кі/км}^2$), аналоги контрольної групи утримувались в зоні, де рівень радіації не перевищував фонових нормативів. Радіаційний гама-фон у період проведення дослідів на території "станції" в середньому становив $39,7 \pm 0,3 \text{ мкР/год}$. Сумарна активність спожитого раціону на добу становила $2350 \pm 14 \text{ Бк/кг}$.

Спостереження проводили на групах тварин, відібраних у цих господарствах за принципом аналогів (порода, вік, жива маса, фізіологічний стан (кітність) по 15 голів у кожній, для яких були створені майже однакові умови годівлі, догляду і утримання.

У піддослідних тварин відбирали проби крові, в яких визначали вміст загального білка - рефрактометрично; вміст білкових фракцій у сироватці крові - турбодиметричним методом (5,6) ; вміст імуноглобулінів - цинк-сульфатним тестом (6), вміст загального кальцію та фосфору; бактерицидну і лізоцимну активність сироватки крові досліджували за загальноприйнятими методиками Ю.М. Маркова (1974), В.Ю. Чумаченка (1990).

Цифрові результати досліджень оброблялись статистично (вираховувалась вірогідність різниці між показниками, отриманими при дослідженні крові вівцематок дослідної і контрольної груп).

Результати досліджень та їх аналіз. Вивчаючи показники гуморального імунітету, нами встановлено деякі зміни у крові вівцематок господарств з різним рівнем радіаційного забруднення. Вірогідна різниця в показниках природного захисту представлена на рисунку.

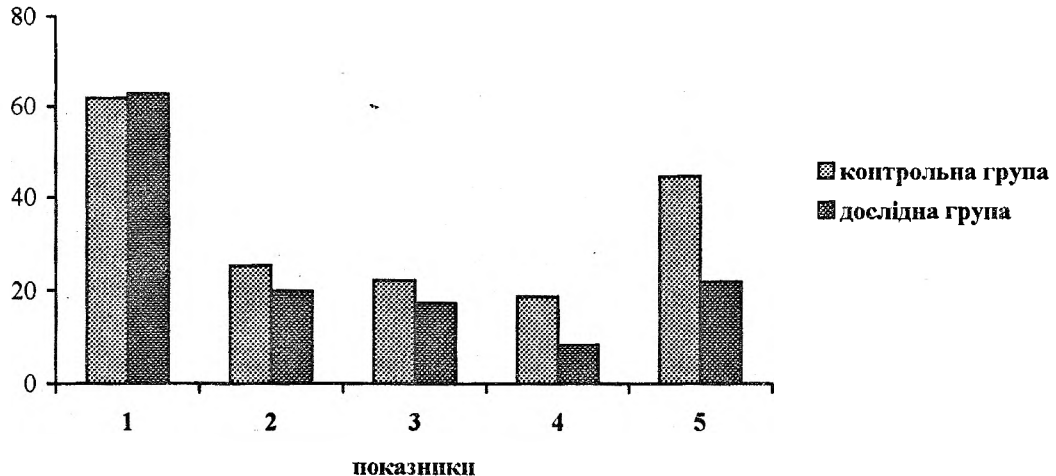


Рис 1. Показники гуморального імунітету організму вівцематок у зимово-весняний період 1-загальний білок, г/л, 2- гамаглобуліни, г/л, 3 - імуноглобуліни, мг/мл, 4 - лізоцимна активність сироватки крові, %, 5 - бактерицидна активність сироватки крові, %.

У білковій картині крові достовірної різниці між групами тварин порівнюваних господарств не виявлено, окрім вмісту імуноглобулінів, рівень яких у сироватці крові вівцематок "станції" був нижчим на 22,4 %, [$P < 0,05$]. На нашу думку, ці зміни можна пов'язати з депресивним впливом радіоактивного випромінювання на кістковий мозок, де відбувається проліферація попередників імуноглобулінів, що узгоджується з даними досліджень вчених (3,4,7).

Слід також відмітити, що вміст загального кальцію в сироватці крові дослідної групи тварин був на 18% меншим, ніж у контрольній [$P < 0,05$]. Можливо, що ці зміни пов'язані з остеотропністю деяких радіоелементів.

Більш чутливими до довготривалої дії радіації виявились показники гуморального захисту тварин. Так, лізоцимна активність сироватки крові у тварин на території "станції" становила $8,4 \pm 1,4\%$, що на 55%, [$P < 0,01$] нижче рівня лізоцимної активності сироватки крові у вівцематок контрольної групи. Аналогічна закономірність спостерігалась і у проявленні бактерицидної активності сироватки крові. Цей показник на 51%, [$P < 0,05$] менший у тварин, що утримувались на радіоактивно забруднених територіях в порівнянні з аналогами контрольної групи.

Таким чином, в зоні радіаційного контролю спостерігається розвиток депресії системи гуморального захисту організму за рахунок усіх основних її компонентів. При цьому, як відомо, знижується імунобіологічна реактивність організму, що є однією з причин виникнення захворювань. Ймовірно, що зазначені зміни пов'язані з впливом підвищених доз радіації.

Аналізуючи отримані результати, можна стверджувати, що довготривала дія підвищених доз радіації спричиняє негативний вплив на показники природної резистентності вівцематок, а особливо на показники гуморального захисту організму.

УДК 636.22/.28:[612:576.8:636.085:546.36]

ДОБОВА ДИНАМІКА НАКОПИЧЕННЯ ЛЕТКИХ ЖИРНИХ КИСЛОТ ТА АМІАКУ В РУБЦІ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ ПРИ ТРИВАЛОМУ НАДХОДЖЕННІ ^{137}Cs З КОРМАМИ

Л.О. Солодка

Встановлено, що тривале надходження ^{137}Cs в шлунково-кишковий тракт волів приводить до збільшення кількості летких жирних кислот, виділених мікроорганізмами, та зниження рН в зразках вмісту рубця, відібраних впродовж доби.

Біологічною особливістю жуйних є тісні симбіотичні взаємовідносини із асоціацією мікроорганізмів складного шлунку. Види, що входять до асоціації, розрізняються спектром і кількістю екзометаболітів, значення яких протягом доби закономірно змінюються. Так зниження рН рідини рубця залежить від типу раціону і відбувається через 2-4 години після годівлі. Максимальна концентрація летких жирних кислот спостерігається в рубці через 2-3 години, а амонійного азоту – через 1-3 години після годівлі. Внаслідок дії різних кормових факторів кількість мікробних метаболітів в рубці змінюється. Одним з таких факторів може бути ^{137}Cs , який з кормами надходить до організму тварин в регіонах, потерпілих від аварії на ЧАЕС. Тому вивчення (при тривалому надходженні в рубець ^{137}Cs) добових ритмів накопичення таких важливих метаболітів мікробної ферментації як леткі жирні кислоти та аміак допомагає зрозуміти особливості реакції організму жуйних на згодовування кормів із підвищеним проти норми вмістом радіонуклідів.

Умови і методи досліджень. В експерименті використовувались воли чорно-рябої породи з великою фістулою рубця. Піддослідним тваринам півроку, двічі на добу, рівними порціями згодовували раціони із сіна (7,7 кг/добу), силосу (2,5 кг/добу), концентратів (2,0 кг/добу), м'яси (0,6 кг/добу) та мікроелементів (CuSO_4 – 102 мг/добу, ZnSO_4 – 450 мг/добу, KI – 5 мг/добу).

Експеримент складався з трьох періодів: дослід №1 – згодовування “чистих” кормів, дослід №2 – згодовування “забруднених”, дослід №3 – згодовування “чистих” кормів та виведення ^{137}Cs з організму тварин. “Чистий” та “забруднений” варіанти раціону були однакові за поживністю і розрізнялись в 20-60 разів тільки за вмістом ^{137}Cs . Радіонукліди, завдяки яким досягався певний рівень “забруднення” раціону, були зосереджені в злаково-різнотравному сіні, яке згодовували тваринам в досліді №2 (99,5% від добової активності раціону за ^{137}Cs).

Під час дослідів №1 та №2 у тварин відбирали проби вмісту рубця, які (для звільнення від часточок корму та інфузорій) центрифугували 20 хвилин при 3,0 тис. об/хв. Відбори проводили 11 раз за добу: безпосередньо перед початком ранкової годівлі (зразок 0); через 1, 3, 4, 8, 9 та 12 годин після ранкової годівлі (зразки 1, 3, 4, 8, 9 та 12); через 1, 3, 9 та 11 годин після вечірньої годівлі (зразки 13, 15, 21 та 23). У відібраних зразках визначали концентрацію летких жирних кислот (ЛЖК) та амонійного азоту (NH_4^+).

Активність радіонуклідів в кормах та вмісті рубця вимірювали за допомогою гамма-спектрометра типу АМА-ОЗФ. Експериментальні дані було оброблено за допомогою пакета прикладних програм Microsoft EXCEL. Перевірка достовірної різниці між показниками, що порівнювались, проводилась методом однофакторного дисперсійного аналізу за допомогою критерію Фішера

Питому активність ^{137}Cs було визначено для всіх видів кормів, які згодовувались тваринам в експерименті. Питома активність сіна із “чистого” та “забрудненого” варіанту раціонів складала (56 ± 4) та (6525 ± 542) Бк/кг, силосу – (20 ± 4) та (50 ± 6) Бк/кг, концентрати мали (67 ± 10) та (53 ± 8) Бк/кг, а м'яса – (17 ± 3) та (19 ± 2) Бк/кг відповідно. Тому в досліді №1 з раціоном в організм тварин щодобово надходило з кормами ($0,6 \pm 0,06$), а в досліді №2 – ($50,5 \pm 4,2$) кБк ^{137}Cs . Середні значення питомої активності рубцевої рідини в досліді №1 (“чисті” корми) складала: (14 ± 2) Бк/кг за годину до ранкової годівлі і (10 ± 2) Бк/кг – через годину після неї. У досліді №2 (згодовування компонентів “забрудненого” раціону)

zareestrovani znachennia buili znachno vishche: (310 ± 30) Бк/кг за годину годівлі і (392 ± 94) Бк/кг – через годину після ранкової годівлі.

Зміни концентрацій ЛЖК та амонійного азоту впродовж доби в дослідях №1 та №2 представлені на рис.1 і 2. З рисунків видно, що основні закономірності виділення цих метаболітів на “чистому” та “забрудненому” варіантах раціону подібні і протягом доби реєструються два максимуми та один мінімум. Кількість кислот, які виділялись у вміст рубця на “чистому” раціоні, у нічні часи була дещо більшою, ніж у денні. При дворазовій годівлі значення рН і повинно бути нижчим саме у нічні часи. А під час згодовування кормів “забрудненого” раціону різниця між двома максимумами зникла. Дещо відрізнявся і термін настання мінімуму ЛЖК в рубці: на “чистому” раціоні він спостерігається через 8 годин після ранкової годівлі, а на “забрудненому” – через 12 годин. Середньодобові значення вмісту ЛЖК при згодовуванні “чистих” та “забруднених” кормів достовірно відрізнялись ($F_{\text{розрах.}}=4,9$ ($1;20;0,5$) $> F_{\text{кр.}}=4,4$).

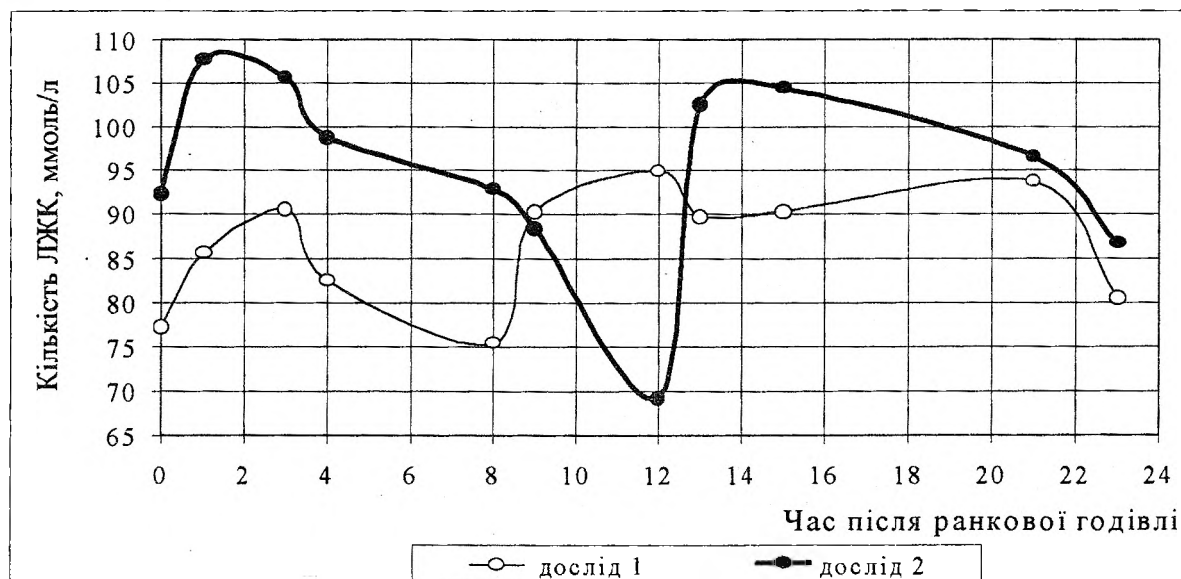


Рис.1. Добова динаміка накопичення летких жирних кислот у вмісті рубця при згодовуванні “чистого” (дослід 1) та “забрудненого” (дослід 2) варіантів раціону.

На відміну від значень ЛЖК, середньодобова кількість NH_4^+ у вмісті рубця на “чистому” та “забрудненому” варіантах раціону достовірно не відрізнялась і $F_{\text{розрах.}}=1,9$ ($1;20;0,5$) $< F_{\text{кр.}}=4,4$. Максимальна кількість аміаку реєструвалась через годину після ранкового згодовування і “чистих”, і “забруднених” кормів (рис.2). Як і для ЛЖК, хід процесу накопичення NH_4^+ після ранкової годівлі і в досліді №1, і в досліді №2 співпадає. Проте під час досліді №2 кількість амонійного азоту, що накопичувалась у вмісті рубця після вечірньої годівлі, стала більшою у порівнянні з першим періодом експерименту. Для значень NH_4^+ , як і для ЛЖК, характерний зсув кривої: час, за який значення показника знижуються до першого мінімуму в досліді №2, настає на 4 години пізніше, і другий максимум реєструється також пізніше, ніж в досліді №1.

Збільшення кількості ЛЖК, що виділялись протягом доби при згодовуванні “забруднених” кормів, стало причиною достовірного зменшення на 0,4-0,5 одиниць значень показника рН (до годівлі $F_{\text{розрах.}}=17,0$ ($1;14;0,5$) $> F_{\text{кр.}}=4,6$, а після – $F_{\text{розрах.}}=6,5$ ($1;12;0,5$) $> F_{\text{кр.}}=5,1$), який в цей період експерименту за годину до ранкової годівлі складав $(6,28 \pm 0,04)$, а через годину після неї – $(5,85 \pm 0,04)$.

Відомо, що значення кислотності вмісту рубця завжди варіює в інтервали 6,0-7,0 і змінюється на 1-1,5 одиниці рН протягом доби. З праць вчених, які займались вивченням добової динаміки фізіологічних показників, видно, що при вживанні кормів з високим (і постійним) рівнем клітковини, навіть найнижчі – нічні – значення рН дорівнюють 6,0. А значення на рівні 5,7-5,8, які в нашому експерименті були виміряні у рубцевій рідині через годину після ранкової годівлі в досліді №1 реєструвались тільки в нічні часи і тільки на раціонах, до складу яких входило борошно. У досліді з вивчення динаміки накопичення

амонійного азоту в рубці було з'ясовано, що вид добових кривих залежить від компонентного складу раціону. Два чітких піки, які відповідають максимальній кількості NH_4^+ в рубцевій рідині, реєструються на раціонах, до складу яких входять клітковина, концентрати або низькомолекулярні азотовмісні сполуки (сечовина). Тому добова динаміка накопичення амонійного азоту в наших дослідках співпадає з матеріалами попередніх наукових робіт в цій галузі.

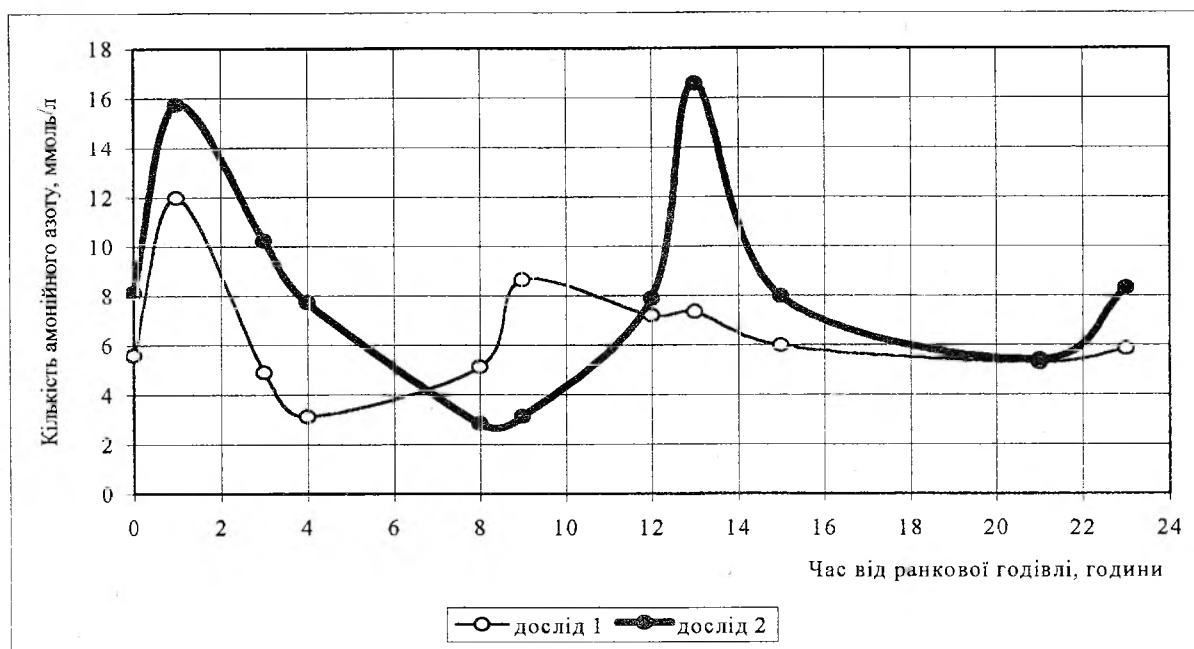


Рис.2. Добова динаміка накопичення амонійного азоту у вмісті рубця при згодовуванні "чистого" (дослід 1) та "забрудненого" (дослід 2) варіантів раціону.

Причини, які привели до змін виду кривих, побудованих за результатами досліду №2, може бути декілька. До подібних наслідків може привести збільшення кількості азотовмісних сполук в "забрудненому" раціоні. Але протягом експерименту використовувались концентровані корми одного виду (зерносуміш ячменю). Крім того, хіманаліз не показав достовірного збільшення в раціоні такого показника як "загальний протеїн". Цілком імовірно, що зменшення кислотності вмісту рубця викликало зменшення перетравності целюлози. Тому накопичення аміаку в досліді №1 відбувається таким чином, як і на раціонах із збільшеним вмістом клітковини.

Вивчення добової динаміки накопичення у вмісті рубця первинних метаболітів мікробної ферментації дозволяє стверджувати:

1. При використанні кормів із підвищеним рівнем ^{137}Cs спостерігається достовірне збільшення середньодобової кількості летких жирних кислот.

2. При згодовуванні "забруднених" кормів в ході кривих, які характеризують виділення летких жирних кислот та амонійного азоту, спостерігались однотипні зміни, а саме — збільшення максимальних значень, характерних для показників, зсув точок екстремуму. Це свідчить про зміни інтенсивності бродильних процесів, які проводить сукупність мікроорганізмів, сформована в рубці при згодовуванні "забруднених" кормів.

УДК631.95:338.432

ВЕТЕРИНАРНО-САНІТАРНА ОЦІНКА ТВАРИННИЦЬКОЇ СИРОВИНИ, ОТРИМАНОЇ У ЗОНАХ З ПІДВИЩЕНИМ РАДІОЛОГІЧНИМ КОНТРОЛЕМ

В.А. Котелевич

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Встановлено, що вміст радіонуклідів у тваринницькій сировині, яку отримував Коростенський м'ясокомбінат протягом 1990-2000 рр., хоча й був в межах ТДР-91 та ДР-97, але на значно вищому рівні, ніж з відносно "чистих" районів. Надано рекомендації, використання яких дає можливість отримувати доброякісну тваринницьку сировину у зонах з підвищеним радіологічним контролем.

Безпека і якість продовольчої сировини та продуктів харчування відіграють провідну роль у збереженні здоров'я населення та його генофонду. Після аварії на ЧАЕС проблема забруднення радіонуклідами тваринницької сировини і продукції залишається актуальною, незважаючи на те, що останнім часом на більшості території України за радіологічними показниками вона відповідає вимогам ДР-97.

За даними Ільзова Р.Г. (1992), згідно з ДР-97 вміст радіонуклідів у продуктах харчування значно вищий, ніж доаварійний. Це відносно невеликі дози радіонуклідів, однак, більшість вчених вважає, що тривале надходження радіоактивних ізотопів в організм людини, навіть у невеликих кількостях, впливає здебільшого негативно на нього (Киршин В.А., Белов А.Д., Будраков В.А., 1986; Книжников В.А., Бархударов Р.М., Брук Г.Я. и др.; Пристер Б.С., 1994; Седов М.А., 1994; Касянчук В.В., Букалова Н.В., Константинов П.Д., 1999). Якщо врахувати постійне надходження радіонуклідів в організм споживача з різних джерел (вода, повітря, їжа), то сумарна щорічна доза буде вагомою.

Отже, питання якості тваринницької сировини у постчорнобильський період у зонах з підвищеним радіологічним контролем є дуже актуальним, адже відомо, що у внутрішньому опроміненні людини м'ясу належить до 20,0% (Асташева Н.П., 1993; Гераскін М.П., 1996 та ін.).

Метою наших досліджень було проведення ретроспективного аналізу вмісту радіонуклідів в тваринницькій сировині, яка надходила на Коростенський м'ясокомбінат протягом 1990-2000 рр.

Результати досліджень. Аналіз даних радіометричних досліджень відділу виробничого ветеринарного контролю Коростенського м'ясокомбінату показав, що з роками відбувається тенденція до зниження концентрації радіонуклідів в яловичині та субпродуктах. Так, якщо у 1990 році виявлено 38 проб (0,8%), що не відповідали вимогам ТДР-91, то у 1994 – лише 5 (0,1%). Найбільш забрудненою (табл. 1), хоча й в межах допустимих рівнів, є сировина, яка надходить з Народицького та Коростенського районів.

Дещо нижче, але значно вище, ніж з відносно "чистих" регіонів, надходила сировина з Овруцького, Лугинського і Олевського районів.

Проведений порівняльний ретроспективний аналіз вмісту радіонуклідів в м'ясі та внутрішніх органах в останні роки (1998-2000) показав (табл.2), що воно більш забруднене. Причому в більш забруднених районах (Народицькому, Коростенському) цей показник є м'ясі здебільшого знаходиться на межі допустимого (200 Бк/кг).

Аналіз якості внутрішніх органів на вміст радіонуклідів показав, що найбільш забрудненими, хоча й в межах ДР-97, були печінка і нирки (в середньому відповідно у відносно "чистих" районах – 12 і 14 Бк/кг, у більш забруднених – 40 і 36 Бк/кг), менше – легені, серце, селезінка, вим'я і найменше – мозок.

Таблиця 1

Вміст радіонуклідів у м'ясі, отриманому на Коростенському
м'ясокомбінаті протягом 1998-2000 рр.

Райони	1998		1999		2000		В серед- ньому	
	Рівень забруднення							
	Бк/кг		Бк/кг		Бк/кг			Бк/кг
	max	min	max	min	max	min		
Відносно “чисті” райони								
Ємільчинський	58	6	56	10	52	8	32	
Малинський	54	9	58	5	48	6	30	
Черняхівський	64	5	72	4	54	12	35	
Володар-Волинський	72	10	44	2	60	15	34	
Більш забруднені райони								
Овруцький	148	38	132	44	152	62	96	
Народицький	200	72	197	78	200	70	136	
Коростенський	183	64	148	62	153	60	112	
Лугинський	145	62	110	70	145	55	98	
Олевський	106	58	147	60	122	44	90	

Таблиця 2.

Порівняльна якість продукції у постчорнобильський період за даними
Коростенського м'ясокомбінату 1998 – 2000 рр.

Вид Продукції	1998		1999		2000		В серед- ньому Бк/кг
	Рівень забруднення						
	Бк/кг		Бк/кг		Бк/кг		
	max	min	max	min	max	min	
Відносно "чисті" райони							
Яловичина	72	5	72	2	60	6	36
Серце	25	12	18	7	18	2	14
Нирки	24	8	20	10	23	1	14
Печінка	32	11	13	6	12	2	12
Легені	26	7	10	8	11	3	11
Селезінка	18	9	8	5	9	4	8
Мозок	14	9	14	3	16	4	10
Вим'я	20	10	18	10	18	10	14
Язик	16	9	14	4	11	5	10
Більш забруднені райони							
Яловичина	200	38	197	44	200	44	120
Серце	136	22	47	7	39	15	44
Нирки	98	25	29	12	38	12	36
Печінка	102	19	36	12	64	10	40
Легені	52	21	17	4	34	8	23
Селезінка	40	10	17	6	17	5	16
Мозок	32	8	18	7	22	7	16
Вим'я	30	12	8	10	7	10	20
Язик	44	10	38	10	24	9	22

Вміст радіонуклідів у сировині, яку отримував Коростенський м'ясокомбінат протягом 1990-2000 рр. із районів з підвищеним радіологічним контролем, хоча й був у межах ТДР-91 і ДР-97, але на значно вищому рівні, ніж з відносно "чистих" районів.

Порівняльним ретроспективним аналізом вмісту радіонуклідів у м'ясі і внутрішніх органах встановлено, що найбільш забрудненим є м'ясо.

Вміст радіонуклідів в яловичині, яку отримував Коростенський м'ясокомбінат з найбільш забруднених радіонуклідами районів (Народицького, Коростенського) протягом останніх років, був майже на межі допустимих рівнів (200 Бк/кг).

Із внутрішніх органів, найбільш забрудненими, хоча й в межах ДР-97, були печінка і нирки, дещо менше – легені, серце, селезінка, вим'я і найменше – мозок.

ОСОБЕННОСТИ ТЕЧЕНИЯ МАССОВЫХ ДИАРЕЙ У НОВОРОЖДЕННЫХ ТЕЛЯТ

В.А. Мищенко,
В.Г. Скибицкий,
С.В. Миськевич

Россия, Всероссийский научно-исследовательский институт защиты животных, г. Владимир
Украина, Национальный аграрный университет, г. Киев

Анализируются данные эпизоотологического мониторинга, клинического осмотра, патологоанатомического вскрытия и лабораторных исследований при массовых диареях у новорожденных телят.

В структуре заболевания телят в ранний постнатальный период превалирующее место занимают нарушения функции пищеварительной системы, клинически проявляющиеся диареей, обуславливающей развитие выраженной дегидратации и токсемии.

Желудочно-кишечные болезни молодняка крупного рогатого скота широко распространены практически во всех регионах мира и по величине наносимого экономического ущерба уступают только респираторным заболеваниям.

Этиопатогенетические расстройства деятельности органов пищеварения отличаются значительным полиморфизмом, включающим широкий спектр различных факторов, в том числе генетических, физиологических и инфекционных.

Ведущую роль в этиопатогенезе гастроэнтеритов занимают инфекционные агенты. Массовые гастроэнтериты новорожденных телят представляют собой группу заболеваний, этиологично связанных с вирусами, микробами, простейшими и грибами, вирулентность которых повышается на фоне различных неблагоприятных условий кормления и содержания.

Восприимчивость телят к возбудителям инфекционных болезней в значительной степени зависит от анатомо-физиологических особенностей организма, количества, качества и срока выпойки первой партии молозива, норм кормления стельных коров, течения родов, а также соблюдения ветеринарно-санитарных правил на ферме.

Очень часто при смешанных инфекциях новорожденных телят с симптомокомплексом диареи трудно определить роль того или другого инфекционного агента, которые можно выделить от больных животных, что часто приводит к выбору неэффективных средств борьбы и профилактики.

На фермах с большой концентрацией новорожденных телят в одном помещении создается ситуация, при которой могут одновременно или последовательно циркулировать несколько возбудителей, относящихся к разным таксономическим категориям. Источником инфекции являются больные телята, коровы - вирусо- и бактерионосители. Факторами передачи служат предметы внешней среды (клетки, посуда и т.д.).

Возбудители инфекционных болезней попадают в желудочно-кишечный тракт, как правило, в первые минуты постнатальной жизни новорожденных телят. Теленок рождается слабозащищенным и, попадая в новую среду, насыщенную различными возбудителями болезней, легко инфицируется. Интенсивность инфицирования телят зависит от многих факторов, в том числе от времени и дозы, выделяемых больными или животными-носителями

во внешнюю среду инфекционных агентов, а также от изолированности новорожденных телят, качества проводимых ветеринарно-санитарных мероприятий.

Большинство исследователей считают, что в патологии пищеварительной системы телят ведущую роль играют вирусы (рота-, корона-, парво-, калици- и др.), которые при репликации вызывают серьезную деструкцию энтероцитов, а бактериальные инфекции являются вторичными.

Возбудители кишечных болезней устойчивы к воздействию кислоты, ферментов желудка и тонкого отдела кишечника, а также к другим физико-химическим факторам. Больные животные с фекалиями выделяют инфекционные агенты в больших концентрациях (10^8 - 10^{10} вирионов/см³).

Вирусы, поражающие желудочно-кишечный тракт, в организм теленка проникают, в основном, элементарным путем, обычно сразу же после рождения, размножаются в эпителиальных клетках сычуга и кишечника и уже через 12-24 часа могут вызывать появление диарейного синдрома.

В таблице 1 приведена характеристика инфекционных процессов при диареях телят.

Ротавирусный энтерит чаще всего регистрируется у 12-дневных телят, при этом поражаются клетки цилиндрического эпителия 12-перстной и тонкой кишки.

При коронавирусном энтерите, характерном для 5-15-дневных телят, поражается эпителий сычуга и всех отделов кишечника.

Возбудители трансплацентарных инфекций (парвовирус, вирус диареи КРС) обычно инфицируют плод в утробе матери и телата рождаются уже с катаральным воспалением сычуга и тонкого кишечника.

Энтеропатогенные штаммы кишечной палочки, цитробактер, протей и клебсиел чаще всего вызывают диарейный синдром у телят в первые 3-5 дней жизни. При экспериментальном заражении телят нарушение функции пищеварения может проявляться уже через 6-9 часов.

Данные эпизоотологического мониторинга свидетельствуют, что диареи у телят чаще всего проявляются к концу первого дня их жизни.

Таблица 1

Характеристика инфекционных процессов при диареях телят

№	Возбудитель	Клетки и органы-мишени	Восприимчивость телят (возраст, дни)
1	Ротавирус	Эпителий тонкого кишечника	2-12
2	Коронавирус	Эпителий сычуга, кишечника	5-15
3	Торовирус	Эпителий тощей, подвздошной и ободочной кишки	3-20
4	Парвовирус	Эпителий сычуга, тонкий кишечник	1-20
5	Калицивирус	Эпителий тонкого кишечника	3-60
6	Аденовирус	Эпителий тонкого кишечника	12-24
7	Реовирус	Эпителий тонкого кишечника	10-90
8	Вирус диареи	Эпителий желудка, тонкого кишечника	1-180
9	Астровирус	Эпителий тощей, подвздошной кишки	3-30
10	Энтеровирус	Эпителий тонкого кишечника	-
11	Энтеропатогенные бактерии	Тонкий кишечник и прямая кишка	1-10
12	Криптоспоридии	Ободочная и слепая кишка	1-14

Репликация вирусов, возбудителей острых диарей новорожденных телят не зависит от наличия гуморальных антител. В защите новорожденных телят от возбудителей основную роль играют колостральные антитела, постоянно присутствующие в просвете кишечника, и элементы клеточного иммунитета слизистой оболочки кишечника, активированные через молозиво путем иммунокомпетентной системы матери.

Все это свидетельствует о необходимости выпойки новорожденным телятам первой порции молозива не позднее 2 часов после отела, так как интенсивность всасывания защитных белков в кишечнике телят наиболее высокая при выпаивании молозива через 60 минут после

рождения; при выпаивании через 5 часов после рождения интенсивность всасывания молозива снижается на 18%, а через 9 часов – на 50%.

Размножаясь, энтеробактерии вызывают колонизацию тонкого отдела кишечника. Патогенное действие энтеробактерий значительно усиливается, если происходит колонизация пораженных вирусом участков тонкого отдела кишечника.

Болезнь может протекать в зависимости от разных факторов в септической, энтеротоксемической, энтеритной и в форме гастрита. С увеличением времени действия патогенного агента на организм новорожденного теленка усиливается интенсивность и тяжесть поражений. При вскрытии 1-2-дневных телят отмечается катаральное воспаление сычуга и кишечника, а у 4-5-дневных телят – геморрагический энтерит.

В отдельных природно-экономических регионах свой вклад в этиологию массовых диарей новорожденных телят вносят и простейшие – криптоспоридии. Патогенное действие криптоспоридий значительно усиливается в ассоциациях с рота-, корона-, парвовирусами и кишечной палочкой.

Таким образом, данные эпизоотологического мониторинга, клинического осмотра, патологоанатомического вскрытия и лабораторных исследований свидетельствуют о том, что в большинстве обследованных животноводческих ферм массовые диареи новорожденных телят обусловлены ассоциированными (смешанными) инфекциями, проявляющимися на фоне неблагоприятных условий содержания и кормления коров.

Данные комплексного обследования позволяют предположить, что в большинстве случаев факторами развития диарейного синдрома у новорожденных телят являются вирусы (парво-, рота-, корона-), вызывающие разрушение цилиндрического эпителия сычуга и тонкого отдела кишечника.

Колонизация пораженного тонкого отдела кишечника энтеропатогенными бактериями (кишечная палочка, цитробактер, протей и клебсиелла) происходит как секундарные инфекции.

На течение таких смешанных инфекций оказывает влияние множество факторов, которые связаны с происходящими в организме телят иммунными процессами.

В большинстве случаев выделенные микроорганизмы резистентны к широко используемым в ветеринарии антибиотикам. В отдельных случаях кишечная палочка была устойчива к 8-10 антибиотикам. Наиболее эффективными антибиотиками при лечении диарей телят являются байтрил, гентамицин.

Низкую эффективность вакцины против эшерихиоза животных, вероятно, можно объяснить несоответствием производственных штаммов *E.coli* эпизоотическим.

Все это свидетельствует, что при решении проблемы массовых диарей новорожденных телят необходимо учитывать состав этиологических агентов болезни, длительность персистенции возбудителей, антигенную полиморфность ротавируса, парвовируса и кишечной палочки, длительную сохраняемость возбудителей во внешней среде, влияние на течение болезни различных неблагоприятных факторов содержания и кормления.

УДК 612.014,636.4

ГОРМОНАЛЬНА АКТИВНІСТЬ ЩИТОВИДНОЇ ЗАЛОЗИ У СВИНЕЙ

В.Ф. Коваленко,
С.О. Усенко.

Україна, Інститут свинарства УААН

Вивчали вміст гормонів щитовидної залози в крові свиней різних статевовікових груп. Встановлено переважачою їх кількість у кнурів порівняно з свинками і кастратами. Виявлено постійне зростання рівня цих гормонів у свинок протягом першої половини вагітності та спад їх до настання опоросу.

Останнім часом з погіршенням екологічної ситуації в Україні важлива роль в життєдіяльності організмів належить ендокринним залозам і, зокрема, щитовидній. Характерною особливістю цієї залози є висока здатність тиреоїдних клітин акумулювати йод, що надходить з кров'ю. Йод входить до складу гормонів щитовидної залози - тироксину (T_4) і трийодтироніну (T_3), тому її нормальна діяльність залежить від достатнього забезпечення даним елементом. Особливо це стосується регіонів, де вміст його в ґрунті низький, що спричиняє захворювання людей і тварин на ендемічний зоб, який супроводжується зниженням рівня тиреоїдних гормонів.

Встановлено, що у свиней частіше, ніж у інших тварин, спостерігається вроджена недостатність функції щитовидної залози. У цих випадках виникає необхідність в підсиленні її діяльності.

Враховуючи провідне значення тиреоїдних гормонів в процесах метаболізму і, особливо, захисних функцій організму, в своїх дослідженнях вивчали їх вміст у сироватці крові свиней в різні періоди постнатального розвитку. Зокрема вивчали у тварин різної статі вікову динаміку вмісту тироксину (T_4) і трийодтироніну (T_3) в процесі росту, статевого дозрівання і порослості в умовах регіону оптимально забезпеченого йодом.

Дослідження виконані на 13-ти клінічно здорових кнурцях, кастратах і свинках великої білої породи. Утримання тварин групове: по 2-3 голови в станку. Годівля здійснювалась згідно з кормовими нормами ІС УААН. Кров для досліджень у свиней відбирали щомісячно із передньої порожнистої вени в 120, 150, 180 і 210 денному віці до досягнення їх маси 100 кг. У статевозрілих свинок відбирали також зразки крові в період статевого спокою, охоти, на 15-у, 30-у, 60-у, 90-у, 104-у, 113-у доби порослості та через 12 годин після опоросу. Вміст тироксину (T_4) і трийодтироніну (T_3) в крові визначали радіоімунологічним методом.

Вивчення вмісту T_4 в крові піддослідних тварин показали високу різницю між цими показниками у кнурців – від 58,02 до 95,04 нмоль/л, у кастратів - з 51,35 по 67,13 нмоль/л, у свинок відповідно 50,87- 78,61 нмоль/л. У кнурців найвища концентрація встановлена у 120-ти денних тварин, найнижча - при досягненні живої маси 100 кг. Слід зазначити, що рівень гормону постійно знижувався зі збільшенням віку тварин.

У крові кастратів кількість T_4 була значно нижчою, ніж у кнурців. Встановлено незначне зростання його від 120-и до 180-ти денного віку із подальшим зниженням.

У сироватці крові свинок найвища концентрація спостерігалась у 120 денному віці з подальшим зменшенням на 150 день постембріонального розвитку. У період статевого дозрівання в 180-ти денному віці концентрація T_4 знову зростала, хоч не досягла рівня 120-денних свинок. У подальшому до досягнення живої маси 100 кг кількість гормону різко зменшувалась.

Концентрація T_3 в сироватці крові досліджуваних статевовікових груп була значно меншою, ніж T_4 . У кнурців його рівень був в межах 1,02 - 1,85, кастратів - 0,68- 0,99, свинок 1,06-1,59 нмоль/л. У процесі росту тварин зміни концентрацій T_3 були несуттєвими, але

аналогічними динаміці гормону T_4 . Так у 180-ти денних підсвинків усіх статей відмічено підвищення концентрації T_3 , як це спостерігалось у свинок і кастратів відносно вмісту T_4 .

Переважання вмісту тироксину над трийодтироїном є свідченням того, що перший, очевидно, виконує депонуючу функцію, оскільки в периферійних тканинах він інтенсивно перетворюється в трийодтироїн.

У статевозрілих свинок вміст T_3 в сироватці крові в період охоти порівняно зі статевим спокоєм зменшується у 1,34 раза. Не виключено, що збільшення концентрації естрогенів під час охоти викликає, до певної міри, пригнічення функції щитовидної залози.

Після запліднення концентрація T_3 в сироватці крові зростає і досягає найбільших значень на 60-у добу з подальшим різким спадом концентрації гормону до закінчення поросності. Така динаміка, можливо, обумовлюється тим, що щитовидна залоза у плода свині формується до 52-ї доби ембріогенезу, а становлення її функції відбувається на 75-у добу.

Після опоросу кількість T_3 поступово зростає, наближуючись до рівня періоду статевого спокою.

Незважаючи на те, що концентрація T_4 більша в десятки разів від T_3 , все ж динаміка вмісту його, в основному, аналогічна останньому, за винятком періоду охоти, коли рівень його більший від T_3 . Очевидно, це свідчить про те, що останній є активною формою, а T_4 – лише його запасною. Тому скачок концентрації естрогенів в сироватці крові свиней під час охоти першочергово зменшує рівень T_3 .

Отже, вміст гормонів щитовидної залози – тироксину і трийодтироїну у крові підсвинків в значній мірі обумовлюється статтю – найбільша їх кількість відмічена у кнурців, а найменша – у кастратів. У процесі росту і розвитку молодняка свиней після 120-денного віку спостерігається поступове зниження тиреоїдних гормонів. У свинок протягом відтворювального циклу найбільша кількість трийодтироїну і тироксину спостерігається на 60-у добу поросності зі зменшенням до настання опоросу, за винятком охоти, коли першого зменшується, а другого збільшується.

ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА НЕСПЕЦИФІЧНОЇ РЕЗИСТЕНТНОСТІ ОРГАНІЗМУ МОЛОДНЯКА ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ ПРИ ВИРОЩУВАННІ В УМОВАХ МАЛОІНТЕНСИВНОГО ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

І.Г.Савченко

Державна агроєкологічна академія України, м. Житомир

За умов дії різних рівнів хронічного радіоактивного опромінення вивчали стан природної резистентності та імунологічної реактивності організму молодняку чорно-рябої породи за періодами постнатального розвитку.

Радіологічні уроки Чорнобиля - це не тільки всебічний аналіз і широкомасштабна ліквідація наслідків великої аварії в історії ядерної енергетики, але і гідне попередження про масштаби можливого негативного впливу на людину і навколишнє середовище, які мають тісний взаємозв'язок.

Як результат антропологічного впливу на навколишнє середовище являється наявність радіонуклідів в екосистемах Полісся України.

Накопичення радіонуклідів в екосистемах може мати багатопланове відображення щодо метаболізму біологічно активних сполук.

Берман В.Н. вважає, що аналіз сучасного стану проблеми захисту організму від радіаційного забруднення не залишає сумніву в тому, що у випадку ураження радіоактивними речовинами, основний акцент необхідно зробити на недопущення інкорпорації радіонуклідів,

внаслідок чого досягається зниження поглинутої дози і послаблення біологічних ефектів випромінювання.

Тому, надзвичайно важливе значення має вивчення біологічної дії іонізуючого випромінювання на систему резистентності організму.

Оцінка дії малих доз радіації на стан клітинних і гуморальних факторів захисту організму сільськогосподарських тварин можна оцінювати за станом імунно - гематологічних показників.

Однак, ці дані є наслідком тих процесів, які проходять в первинних і вторинних імунних органах.

В зв'язку з цим, об'єктивну оцінку стану загальної природної резистентності можна визначити за багатогранним комплексом показників фізіологічного статусу організму, об'єднавши їх в єдиний інтегральний критерій.

На доцільність розробки інтегрального показника оцінки неспецифічної резистентності організму тварин звертали увагу багато дослідників.

Ми вважаємо, що такий інтегральний підхід в оцінці гомеостатичності організму особливо доцільний в умовах хронічної дії на тварин малих доз радіації, коли реакція організму за окремими його системами проявляється досить варіабельно і неоднозначно.

Довготривала генерація вільних радикалів, які провокують несприятливі порушення в організмі, змушує останній функціонувати з підвищеним навантаженням всі репараційні і компенсаторні процеси. При цьому активізуються компоненти антиоксидантної системи, які складають основу захисних механізмів у організмі. Від співвідношення інтенсивності цих двох процесів-антагоністів між собою і залежать наслідки патології.

Так як за окремими показниками фізіологічного стану робити висновки про активність всієї складної адаптаційно-захисної системи було б неправомірним, виникає необхідність в розробці єдиного інтегрального критерію, який би уніфікував різнобічні показники статусу організму і це дало б можливість комплексно інтерпретувати їх за сумарним значенням.

За результатами досліджень нами, для оцінки статусу природної резистентності організму тварин, розроблений своєрідний інтегральний критерій оцінки в балах. Основу даної розробки було покладено методичний підхід В.М. Мешкова (1990), коли кожний показник, в залежності від його цифрового вираження, визначався в балах, а потім за сумою всіх балів виводилась загальна інтегральна комплексна величина, яка характеризувала загальну резистентність тієї чи іншої тварини.

Інтегральна бальна оцінка стану неспецифічного стану захисту організму молодняку великої рогатої худоби, запропонована нами, базувалась на 360 одиницях дослідного поголів'я за 18-ти показниками крові: кількості еритроцитів і лейкоцитів, лімфоцитів, паличкоядерних і сегментноядерних нейтрофілів, еозинофілів, Т-лімфоцитів супресорів, В-лімфоцитів, за вмістом гемоглобіну, кольорового показника, загального білка, бактерицидній і фагоцитарній інтенсивності нейтрофілів.

По кожному конкретному показнику, який характеризує резистентність організму в цифровому значенні, складали варіаційний ряд, на основі якого визначалась середня арифметична компонента ($M_{cp.}$) і значення її квадратичного відхилення (δ).

Середню арифметичну величину того чи іншого показника ми приймали за 1 бал, а варіація (в межах плюс-мінус дві сигми)- за середній діапазон розмаху її коливання.

За сумою всіх показників в балах була розрахована градація рівнів загальної резистентності організму: середня, низька висока.

У наших дослідженнях ці рівні становили: середній -18-20 балів, низький- менше 18 балів і високий – більше 20 балів.

За таким принципом була проведена інтегральна оцінка всіх піддослідних тварин в трьох дослідних господарствах, які відрізнялись різними рівнями іонізуючого випромінювання.

Дані таблиці 1 показують, що в КСП ім. Шевченка, де проявлення іонізуючого випромінювання був найвищим (до 2 КІ/км²) 47,5% піддослідних тварин за інтегральним критерієм були віднесені до середнього рівня резистентності, 11,7% - до високого і 40,8 % до низького.

На фоні підвищеного рівня радіації, що спостерігалось в КСП ім. Чапаєва (2-5 Ки/км²), із числа піддослідних тварин виявилось 50% із середнім рівнем неспецифічної резистентності, 15,8% - з високим і тільки 34,2% - з низьким. Для КСП "Підлуби", де рівень радіаційного забруднення встановив 5-10 Ки/км² було характерним зниження кількості тварин з високим рівнем резистентності (5,8%), дещо збільшувалась чисельність із середнім рівнем (53,3%), і збереження числа особин з низькою резистентністю на рівні першого господарства (40,8%).

Таким чином, якщо взяти показники резистентності у тварин КСП ім. Шевченка за контрольні, то можна спостерігати тенденцію до збільшення питомої ваги з високим і середнім рівнем загальної стійкості тварин в КСП ім. Чапаєва.

Відносно тварин КСП "Підлуби", де радіаційне забруднення зовнішнього середовища було порівняно найвищим, спостерігалось зниження кількості особин (у 2-2,7 раза) з високим рівнем природної резистентності за рахунок збільшення поголів'я з інтегральним показником низького неспецифічного захисту організму.

Протягом постнатального розвитку розподіл тварин за рівнем загальної резистентності організму був також нерівномірним як і в розрізі господарств, які характеризуються різними рівнями іонізуючого випромінювання. В період новонародженості основна маса телят за інтегральним показником неспецифічної резистентності була сконцентрована в основному в межах його середнього рівня (18-20 балів) і тільки незначна його частина мала високий рівень (більше 20 балів).

Однак на цьому фоні розподілу звертає на себе увагу КСП "Підлуби", де спостерігалось 20 % тварин з низьким рівнем неспецифічної резистентності і повністю були відсутні особи з високим рівнем такого стану.

Аналогічна картина спостерігалась і в молочний період розвитку.

Розподілення тварин за інтегральним критерієм оцінки резистентності із КСП ім. Чапаєва -25% мали високий рівень, 55% - середній і тільки 20 % -низький.

Таблиця 1

Розподілення тварин в процесі росту за станом резистентності за інтегральною оцінкою
(в балах)

	Рівень загальної резистентності організму (в балах)					
	Високий (більше 20)		Середній (18-20)		Низький (менше 18)	
	голів	%	голів	%	голів	%
1	2	3	4	5	6	7
Новонароджені	1	10	7	70	2	20
	2	20	7	70	1	10
	0	0	8	80	2	20
Молочний	7	17,5	17	42,5	16	40
	10	25	22	55	8	20
	1	2,5	17	42,5	22	55
Статевого дозрівання	4	8	19	38	27	54
	5	10	21	42	24	48
	2	4	25	50	23	46
Фізіологічного дозрівання	2	10	14	70	4	20
	2	10	10	50	8	40
	4	20	14	70	2	10
Всього:	14	11,7	57	47,5	49	40,8
	19	15,8	60	50,0	41	34,2
	7	5,8	64	53,3	49	40,8

Примітка: зверху-вниз наведені показники по господарствах: ім. Шевченка, ім. Чапаєва, "Підлуби".

Менш резистентними виявились тварини із КСП "Підлуби"-25%- з високим , 42,5 % - із середнім і 55% - з низьким рівнем.

У період статевого дозрівання збільшилась кількість тварин у всіх господарствах з низьким рівнем неспецифічної резистентності (від 46 до 54 %).

У період фізіологічного дозрівання картина інтегральної оцінки тварин у господарствах дещо вирівнювалась.

Таким чином, перевага за рівнем загальної резистентності організму була у тварин КСП ім. Чапаєва, де протягом всіх періодів розвитку 50% тварин мали середній рівень стійкості і 15,8%- високий. Аналоги із КСП "Підлуби" помітно поступались чисельністю особин з високим рівнем неспецифічної резистентності.

Помітним підвищенням реактивної здатності тварин КСП ім. Чапаєва, практично у всі періоди їх розвитку, свідчить, можливо, про посилене протистояння захисно-приспосувального синдрому у відповідь на дію радіаційного фактора.

При порівнянні рівнів неспецифічної резистентності за інтегральною оцінкою (в балах) найбільш уразливим виявився молочний період постнатального розвитку тварин, а потім статевого дозрівання, що, на наш погляд, пояснюється суттєвими фізіологічними зрушеннями окремих систем організму в ці періоди (система травлення, гормонального статусу та ін.).

ДИНАМІКА ВИВІЛЬНЕННЯ РАДІОЦЕЗІЮ ІЗ ОРГАНІЗМУ ГУСЕЙ

А.С. Малиновський
Л.Д. Романчук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

В статті представлені результати вивільнення радіоцезію із організму гусей

Радіонукліди, які поступили в організм, не тільки депонуються в органах і тканинах, але й через шлунково-кишковий тракт, нирки та шкіру поступово виводяться з них. Швидкість та шляхи виділення радіонуклідів обумовлені їх фізико-хімічними властивостями. Найшвидше виводяться з організму радіонукліди, що депонують в м'яких тканинах, переважно через нирки.

Швидкість виведення радіоізотопів тісно пов'язана із складом раціону. Наприклад, при дефіциті в раціоні калію виведення радіоцезію з екскрементами з організму птиці значно знижується.

Для визначення рівня вмісту радіонуклідів в органах та тканинах та оцінки їх дії, велике значення має встановлення величини біологічного та ефективного періодів напіввиведення радіонуклідів із цих органів та тканин. Під періодом напіввиведення розуміють час, протягом якого кількість радіонуклідів, які накопичились в організмі, зменшується вдвоє. Для короткоживучих радіонуклідів ефективний період напіввиведення визначається в основному швидкістю радіоактивного розпаду, а для довгоживучих – інтенсивністю біологічних процесів виведення.

Величина ефективного періоду напіввиведення радіонуклідів різна і залежить від фізико-хімічних особливостей елемента, типу його розподілення в організмі та функціонального стану останнього, виду та віку птиці, а також від часу, який пройшов з моменту надходження радіонуклідів в організм. Звідси можна зробити висновок, що поведінка радіонуклідів в органах та тканинах має чітко виражену індивідуальність в різних структурах тканин, які були досліджені.

Дослідження з вивільнення радіоцезію із організму гусей проводили на навчальній фермі ДААУ протягом 30 днів.

Для виконання досліджень було відібрано 30 дорослих гусей, які раніше утримувались в особистому підсобному господарстві Народицького району із щільністю забруднення сільськогосподарських угідь понад 15 Кі/км².

Гусей утримували без виходу в вольєрах. Птиця споживала "чистий" раціон. Годівлю гусей проводили три рази на добу зерном вівса та пшениці.

Забій гусей проводили через кожні п'ять днів по п'ять голів. Відбирали проби м'язів, шкіри, внутрішніх органів, пір'я.

Таблиця 1

Вивільнення цезію-137 із органів та тканин гусей, (Бк/кг)

№ п/п	Назва органу, тканини	Місце проведення дослідів						
		Навчальна ферма ДААУ						
		Термін проведення контрольних забійів						
		Початок дослідів	Через 5 днів	Через 10 днів	Через 15 днів	Через 20 днів	Через 25 днів	Через 30 днів
		Залишкова активність цезію-137 в органах та тканинах, Бк/кг						
1	М'язи	163,2±11,7	57,4±4,2	49,7±4,5	46,3±2,6	4,1±0,2	*	*
2	Печінка	116,1±8,4	39,7±2,0	33,4±4,4	10,8±0,7	5,8±0,4	*	*
3	Селезінка	76±2,2	56±3,4	44,8±1,7	24,4±1,1	2,8±0,4	*	*
4	Нирки	34,8±3,0	30,0±1,9	23,1±2,1	16,2±1,2	10,8±1,0	*	*
5	Легені	92,3±3,1	44,6±5,4	27,3±2,0	30,0±1,5	6,5±0,5	*	*
6	Серце	119±3,1	90,6±2,0	34±1,6	13,2±1,1	7,2±0,5	*	*
7	Шлунок	146±8,7	54,4±2,3	43,9±3,3	15,4±0,6	11,3±1,0	*	*
8	Шкіра	153,4±7,7	82±2,5	26,2±1,4	18,0±1,5	11,2±1,2	*	*
9	Пір'я	38,4±5,9	29,1±2,7	17,6±0,4	12,1±1,1	12,1±1,1	*	*

* - нижня границя реєстрації активності приладу (1 Бк/кг)

Вміст радіоцезію визначали радіоспектрометричним методом.

Результати досліджень представлені в таблиці 1.

Перед початком дослідів на "чистих" кормах найбільший вміст радіоцезію був у м'язах та шкірі: 163,2 та 153,4 Бк/кг відповідно.

Дані таблиці показують, що за перші 5 днів із м'язів вивільнилось 64,8 % радіоцезію, із печінки-65,8 %, селезінки-26,3 %, нирок-13,8%, легенів-51,7 %, серця-23,9 %, шлунку-62,7 %, шкіри-46,5 %, пір'я-24,2%. На 10 день після початку дослідів: 69,5; 71,2; 41; 33,6; 70,4; 71,4; 69,9; 82,9; 19,9; 20,8 відсотків відповідно. Встановлено, що найбільше радіоцезію через 20 днів вивільнилось із м'язів гусей, селезінки та печінки: 97,5, 96,3 і 95% відповідно. Через 25-30 днів після утримання на "чистому" раціоні активність м'язів та внутрішніх органів була в межах 3-5 Бк/кг.

Таким чином, результати досліджень показують, що при переведенні гусей на "чисті" корми, процес вивільнення радіоцезію із їх органів та тканин проходить за 20-25 днів.

УДК 619:616-056.24.995.122.21. Ф:52.022.

ЗМІНИ ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ ІМУННОЇ СИСТЕМИ У ЗДОРОВОЇ ТА ХВОРОЇ ФАЛЬЦІОЛЬЗОМ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ В УМОВАХ ТРИВАЛОГО ВПЛИВУ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Ю. Ю. Довгій,
Г. М. Калиновський,
І. Л. Ваховський

Державна агроєкологічна академія України м. Житомир

Встановлено, що в зоні радіоактивного забруднення відмічається зниження показників гуморальних і клітинних факторів неспецифічного захисту у здорових і хворих фасціольозом тварин та збільшення інтенсивності інвазії.

Фасціольоз є одним із найбільш розповсюджених гельмінтозів сільськогосподарських тварин, збудники якого поширені в усіх країнах світу.

Дане захворювання спричиняє значні економічні збитки в галузі тваринництва і створює загрозу навіть для здоров'я людей (за останні 10 років в Україні зареєстровано 71 випадок захворювання людей на фасціольоз).

На даний час, не дивлячись на ряд виконаних наукових робіт з вивчення цього захворювання, все ж таки, функціональний стан імунної системи тварин при фасціольозі, особливо в зоні радіоактивного забруднення, залишається мало вивченим.

З цією метою нами було проведено науково-виробничі дослідження в господарствах: ПОСП "Полісся" с. Селець Народицького району (забруднена зона), та ПОСП "Колос", Житомирського району Житомирської області. Для їх виконання було використано хворих та здорових корів чорно-рябої породи віком 4 – 5 років, жива вага яких становила 390 – 420 кг. Матеріалом для виконання роботи при постановці досліджень було використано кров з яремної вени та фекалії, проби яких було відібрано у 80 голів тварин.

З показників природної резистентності визначали: кількість еритроцитів і лейкоцитів з подальшим виведенням лейкоформули; фагоцитарну активність, фагоцитарний індекс і абсолютний фагоцитоз лейкоцитів крові за методиками Чумаченка В. Ю. (1990) та Маркова Ю.М. (1974).

Щільність забруднення навколишнього середовища в зоні радіоактивного забруднення на період проведення досліджень становила 5,35 Ки/км² при експозиційній дозі на тварину в середньому 41,2 – 42,6 мікро рентген за годину.

Всього було досліджено 120 проб крові і 120 проб фекалій відібраних від хворих фасціольозом тварин.

У зоні радіоактивного забруднення на початку проведення досліджень інтенсивність інвазії складала 17,8, через 7 днів - 19,4, через 15 днів – 22,2 і через 30 днів – 23,6 яєць фасціол. Фагоцитарна активність лейкоцитів на початку складала 45,9±0,5%, а через 30 днів – 55,1±4,0%, лізоцимна активність сироватки крові – 22,4±0,9% і 19,1±0,9% через 30 днів. Загальна кількість лейкоцитів складала 18,9 і 20,9 Г/л.

У чистій зоні в цей же період і в такі ж терміни часу інтенсивність інвазії складала 21,0; 23,2; 24,0 і 24,6 яєць фасціол. Однак показники фагоцитарної активності, фагоцитарного індексу і абсолютного фагоцитозу лейкоцитів, бактерицидної і лізоцимної активності сироватки крові, навіть за умови різної інтенсивності інвазії мали незначну різницю між нормативними показниками, а різниця між їх крайніми показниками складала близько 0,5%.

Результати досліджень показали, що показники фагоцитарної активності лейкоцитів крові відібраної від корів в чистій зоні були на 15,3% більше в порівнянні з показниками, які було отримано при дослідженні крові від тварин забрудненої зони (57,5±0,5% і 48,7±0,4%), фагоцитарний індекс – на 28,1% (14,6±0,05% і 10,5±0,05%), абсолютний фагоцитоз – на 10,1% (17,7±0,03% і 15,9±0,03%), а бактерицидна активність сироватки крові – на 17% (35,4±1,1% і

29,5±0,9%). У лейкоформулі встановлено збільшення кількості сегментоядерних нейтрофілів. При цьому загальна кількість лейкоцитів в крові складала 13,2 Г/л, гемоглобіну – 95,2 г/л, а еритроцитів – 5,1 Т/л.

Висновки:

1. У хворої фасціольозом великої рогатої худоби, яка знаходиться в зоні радіоактивного забруднення, відмічається зниження показників неспецифічної резистентності організму і збільшення інтенсивності інвазії в порівнянні з тваринами, які утримувались в чистій зоні.
2. При збільшенні інтенсивності інвазії в показниках неспецифічної резистентності у хворих тварин, що заходяться в чистій зоні суттєвих змін не відмічається.
3. На нашу думку, зниження показників природної резистентності у хворих тварин обумовлене дією фасціол і впливом іонізуючого випромінювання.
4. У зоні радіоактивного забруднення відмічається зниження гуморальних та клітинних факторів захисту організму у здорових тварин, що підтверджує негативний вплив іонізуючого випромінювання на функціональний стан імунної системи.

ДОСЛІДЖЕННЯ БАЛАНСУ ^{137}Cs В ОРГАНІЗМІ СУХОСТІЙНИХ І ДІЙНИХ КОРІВ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД РІВНЯ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ КОБАЛЬТУ, ЙОДУ, МІДІ В РАЦІОНАХ

В.М. Біденко,
Т.І. Ковальчук

Україна, Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Нормування раціонів молочних корів за мікроелементами кобальтом, міддю, йодом сприяє збільшенню виведення ^{137}Cs із їх організму та зменшенню переходу радіонукліду в молоко.

При споживанні сільськогосподарськими тваринами кормів, забруднених радіонуклідами, певна частина радіоактивних речовин в процесі метаболізму переходить в організм тварин та їх продукцію. На інтенсивність обміну радіонуклідів, масштаби їх накопичення в певних органах і тканинах, в організмі в цілому, перехід в продукцію впливає особливість організму тварин, їх фізіологічний стан, вік, збалансування раціонів поживними і мінеральними речовинами.

Одним із шляхів зменшення переходу радіонуклідів в організм тварин, їх продукцію є збагачення раціонів мікроелементами. Виходячи з цього, основним завданням наших досліджень було вивчення балансу цезію-137 в організмі сухостійних і дійних корів в залежності від рівня мікроелементів кобальту, йоду, міді в раціонах.

Матеріали та методи. Для проведення досліджень в господарстві "Полісся" с. Селець Народицького району, Житомирської області було відібрано 12 корів чорно-рябої породи сформованих в 4-и групи по 3-и голови в кожній методом пар-аналогів з урахуванням їх живої маси, віку та попередньої продуктивності.

Досліди з вивчення впливу добавок різних рівнів мікроелементів Co, I, Cu на баланс радіоцезію у сухостійний і лактаційний періоди проводилися за схемою представленою в таблиці 1.

Тварини 1-ї (контрольної) групи в період сухостою та лактації отримували раціони, збалансовані за основними поживними речовинами за виключенням мікроелементів Co, I, Cu. До складу раціонів в зимовий період входили концентрати, сіно, солома, силос та концентрати збагачені дріжджами, в літній - пасовищна трава, зелена маса (підкормки) та концентровані корми. Коровам 2-ї, 3-ї та 4-ї дослідних груп додатково до основного раціону вводили такі солі

мікроелементів: МД № 1 (для 2-ї групи) CoCl_2 - 15 мг, KI - 5 мг, CuSO_4 - 120 мг; МД № 2 (для 3-ї групи) CoCl_2 - 20 мг, KI - 10 мг, CuSO_4 - 200 мг; МД № 3 (для 4-ї групи) CoCl_2 - 30 мг, KI - 10 мг, CuSO_4 - 200 мг.

Таблиця 1

Схема дослідів			
Групи	Порода	Кількість голів	Умови годівлі
1	Чорно-ряба	3	Основний раціон (ОР)
2	"_"_"_"	3	ОР+МД №1
3	"_"_"_"	3	ОР+МД №2
4	"_"_"_"	3	ОР+МД №3

Рівень мікроелементів в раціонах сухостійних корів в 1-й групі становив по кобальту - 0,17, міді - 4,74 і йоду - 0,15 мг/кг сухої речовини раціону. У раціоні тварин 2-ї групи відповідав нормі і складав по кобальту - 0,56, міді - 7,83, йоду - 0,55 мг/кг сухої речовини раціону. У корів 3-ї та 4-ї групи рівень цих мікроелементів був підвищеним і рівнявся по кобальту - 0,68, або 121% і 0,94, або 168%, міді - 9,90 - 9,97, або 127%, йоду - 0,96 та 0,95, або 174-173% відповідно, порівняно з концентрацією їх у раціоні корів 2-ї групи.

В раціонах дійних корів 1-ї групи рівень мікроелементів Co, I, Cu на 1 кг сухої речовини раціону становив 0,11; 0,17 і 3,45 мг, що нижче нормативних показників, відповідно на 73,8, 65,3 і 39,4%. У раціонах корів 2-ї групи їх рівень складав - 0,48; 0,54 та 6,39 мг/кг і відповідав нормі. У корів 3-ї групи рівень мікроелементів Co, I, Cu на 1 кг сухої речовини раціону становив 0,59; 0,92, 8,40, що більше відповідно на 23, 70 і 31% від рівня другої групи. Тварини 4-ї групи одержували раціон, де рівень Co, I, Cu складав 0,80; 0,92; 8,39 мг/кг сухої речовини, що більше рівня другої групи на 66, 70 і 31%.

Результати. Аналіз даних з балансу радіоцезію свідчить про те, що в організм сухостійних корів з раціоном надходила однакова кількість радіонукліду - 880 - 890 Бк/добу (Табл. 2). Щодо виділення із організму тварин, найбільша кількість ^{137}Cs виводилася з калом. Так, із організму корів 1-ї групи виділялося 90,3% від спожитого, 2-ї групи - 95,5%, 3-ї 93,0%. У корів 4-ї групи виділялося з калом лише - 74,0.

Виділення радіоцезію з сечею складало незначну частку від спожитого 92,0-124,0 Бк, в процентах не перевищувало - 10,5-13,9%.

Таблиця 2

Баланс ^{137}Cs в організмі сухостійних корів (n=3, M+m)

Групи	Надійшло ^{137}Cs за добу, Бк	Виділено ^{137}Cs всього за добу, Бк						Баланс ^{137}Cs Бк ±
		з калом	в % від спожитого	з сечею	в % від спожитого	всього	в % від спожитого	
1	880,1± 4,5	795,3± 41,6	90,3	92,0± 23,4	10,5	887,3± 48,5	101,0	-7,2
2	892,6± 2,4	852,7± 122	95,5	102,5± 8,4	11,5	955,2± 59,0	107,0	-62,6
3	895,1± 6,3	830± 31,5	93,0	107,4± 30,2	12,0	938,0± 129	105,0	-42,7
4	887,7± 4,9	658,0± 30,5	74,1	123,5± 26,7	13,9	781,5± 18,2	88,0	+106,2

З сечею найменше - 10,5% радіоцезію від спожитого виділялося у корів 1-ї групи, найбільше - 13,9% - у тварин 4-ї групи. У цілому більше радіонукліду виділялося із сечею у тварин дослідних груп.

Збагачення раціонів сухостійних корів 2, 3, 4 груп мікроелементами Co, I, Cu на виведення радіонукліду із їх організму вплинуло неоднаково. Так, виділення його з калом у корів 2-ї та 3-ї груп було практично однаковим, але більшим порівняно з тваринами 1-ї групи.

У корів 4-ї групи, в раціоні яких був збільшений рівень кобальту, виділення ^{137}Cs було меншим порівняно з даними інших груп і складало 74% від спожитого.

Негативний баланс радіоцезію спостерігався у корів 1-ї (-7,2 Бк/добу), 2-ї (-62,6), та 3-ї (-42,7) груп. У корів 4-ї групи баланс радіоцезію був позитивним (+106,2 Бк/добу). Низький перехід радіонукліду із кормів в організм тварин обумовлений тим, що значну частку в структурі раціону займали грубі корми (сіно, солома), в яких радіоцезій знаходиться в менш доступній формі. Хоча при статистичній обробці цих матеріалів різниця була недостовірною, але ці дані свідчать про те, що введення в раціони сухостійних корів мікроелементів Co, I, Cu сприяє збільшенню виділення радіоцезію із організму тварин 2-ї та 3-ї груп порівняно з тваринами 1-ї групи. В той же час збільшення кількості кобальту в раціонах корів 4-ї групи привело до накопичення радіонукліду в організмі тварин даної групи.

У період лактації надходження радіоцезію в організм дослідних тварин було в 18,5 - 23 рази більшим ніж в сухостійний період. Це пов'язано з характером годівлі корів, доступністю радіонукліду.

Після розтелу корови випасалися на пасовищі та підгодовувались зеленою масою конюшини червоної і концентратами. При цьому встановлено, що основний вклад у активність раціону вносили пасовищні корми.

Дані по балансу цезію-137 наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Баланс ^{137}Cs в організмі дійних корів (n=3, M±m)

Групи	Надійшло ^{137}Cs за добу, Бк	Виділено ^{137}Cs всього за добу, Бк								Баланс ^{137}Cs , Бк ±
		з калом	в % від спожитого	з сечею	в % від спожитого	з калом і сечею	в % від спожитого	з молоком	в % від спожитого	
1	15524±132	7869±448	50,7	694±231	6,2	8833±239	56,9	594±139	3,8	+6097
2	18350±2285	9869±2753	53,8	1319±271	7,2	11188±3022	60,9	577±131	3,1	+6585
3	19283±1649	8800±645	45,6	1092±48	5,6	9892±653	51,2	549±129	3,0	8797
4	18140±1806	7640±1605	42,1	999±84	5,5	8640±1466	47,6	839±172	4,6	+8662

Із цих даних видно, що в організм корів з кормами надходила практично однакова кількість радіоцезію.

Основна його кількість виділялася з калом. У 1-й групі цей показник становив 7869 Бк, або 50,7%, в 2-й - 9869,0 Бк, в відсотках 53,8%, в 3-й - 8800 Бк, або 45,6% і 4-й - 7640 Бк, що у відсотках - 42,1% від прийнятого з раціоном. Найбільше радіоцезію від спожитого виділялося з калом корів 2-ї групи. При порівнянні з даними балансу в сухостійний період видно, що в пасовищний період кількість радіонукліду виділялася з організму значно менше. Це вказує на більшу доступність радіоцезію внаслідок споживання зеленої трави.

Виділення ^{137}Cs з сечею становило від 5,5 до 7,2%. Максимальна його кількість виділялася у корів 2-ї групи 1319 Бк, в відсотках - 7,2%. У корів 1-ї групи з сечею виділялося 6,2%, 3-ї - 5,6 і 4-ї - 5,5%, від прийнятого з раціоном. В абсолютних величинах виділення радіонукліду з сечею було більшим в лактаційний період порівняно з сухостійним, але в процентному відношенні до спожитого - меншим. При цьому різниці в абсолютній кількості ^{137}Cs виділеного з сечею корів 2-ї, 3-ї і 4-ї груп порівняно до 1-ї статистично недостовірні ($P>0,05$).

Сумарне виділення ^{137}Cs з калом і сечею максимальним було в 2-й групі, в процентах від спожитого - 60,9 відсотків, а найменшим було у тварин 4-ї групи - 47,6%. У корів 1-ї та 3-ї груп цей показник складав - 56,9 та 51,2%, відповідно. З молоком найбільший процент виведення цезію-137 був у корів 4-ї групи, який складав - 4,6% від спожитого. У тварин 1-ї

групи з молоком виділялося - 3,8% радіонукліду. Менше виділялося радіонукліду з молоком корів 2-ї і 3-ї групи порівняно з 1-ю та 4-ю, 3,1 і 3,0%, відповідно.

Аналіз даних балансу радіоцезію в період лактації корів свідчить про те, що в пасовищний період внаслідок збільшення споживання забруднених кормів спостерігається накопичення радіонукліду в організмі тварин. Введення в раціони мікроелементів - групи 2, 3, сприяло зменшенню переходу радіонуклідів в молоко корів даних груп порівняно з тваринами контрольної групи. Підвищення рівня кобальту на 70% вище норми в раціоні (група 4) привело до збільшення переходу ^{137}Cs в молоко корів даної групи.

Висновки.

Годівля тварин у період сухостою повноцінними та збагаченими за Co на 21%, I- на 74%, Cu на 27% понад норму раціонами сприяє виведенню радіоцезію із їх організму. Збільшення кількості кобальту до 70% вище норми приводить до накопичення радіонукліду в організмі корів.

Збагачення раціонів дійних корів мікроелементами Co, I, Cu сприяло зменшенню переходу ^{137}Cs в молоко. Концентрація радіонукліду в молоці корів 2-ї та 3-ї групи, раціони яких були збагачені по Co на 23, I на 70 і Cu на 31%, становила 3,1-3,0%, порівняно з 3,8% від спожитої кількості, у молоці тварин контрольної групи. Збільшення вмісту кобальту до 70% понад норму приводить до зростання концентрації радіонукліду в молоці корів 4-ї групи, 4,6% від спожитої кількості.

ГІСТОМОРФОЛОГІЧНІ, УЛЬТРАСТРУКТУРНІ ТА ГІСТОХІМІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕЧІНКИ ГУСЕЙ РІЗНОГО ВІКУ, ВИРОЩЕНИХ В УМОВАХ ПОСТІЙНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ НИЗЬКИХ РІВНІВ

**Р.Й. Кравців,
Ю.С. Ших,
В.З. Салата,
О.В. Мисів,
Ю.Я. Федик,
І.М. Шевчук**

Україна, Львівська державна академія ветеринарної медицини ім. С.З. Гжицького

Гістоморфологічними, гістохімічними і ультрамікроскопічними методами проведено дослідження печінки гусей різного віку, які утримувались в зоні підвищеної радіації. Встановлено, що дія радіації низьких рівнів суттєво впливає на структурні компоненти тканин печінки.

Відомі на даний час численні дослідження з проблеми радіаційної патології свідчать, що дія іонізуючої радіації викликає значні морфо-функціональні зміни у всіх тканинах, органах і системах організму.

Вивченню впливу радіоактивного опромінення на гістоморфологічні, гістохімічні і ультрамікроскопічні показники тканин та органів присвячено ряд наукових робіт, значна кількість яких виконана на лабораторних тваринах із застосуванням штучних випромінювачів як зовнішньої, так і внутрішньої дії. Автори, які вивчали печінку ссавців при загальному і місцевому рентгенівському опроміненні в широкому діапазоні (від 25 до 2500 Р) доз, відмічали її високу радіорезистентність. Суттєві радіаційні ефекти в печінці, такі як набухання ядер, конденсація хроматину під ядерною оболонкою, поява вакуолей в цитоплазмі виявлялись при застосуванні великих доз радіації. Поряд з цим є повідомлення про суттєві морфофункціональні зміни в клітинах тканин печінки при довготривалому низькодозовому

радіаційному опроміненні. Так, ультрамікроскопічними дослідженнями було встановлено, що на клітинному рівні радіоактивне випромінювання приводить до деструктуризації мембранних компонентів, набряків клітини, вакуолізації її цитоплазми, дезорганізації окремих органел. Гістохімічними дослідженнями тканин і органів відмічено зміну активності ключових ферментів вуглеводного обміну, а також глікогену в печінці лабораторних тварин. У доступній літературі лише незначна кількість джерел присвячена впливу іонізуючої радіації на гістоморфологію органів птахів і майже відсутні дані про гусей.

Дана робота є фрагментом гістоморфологічних, ультраструктурних і гістохімічних досліджень, присвячених вивченню впливу низьких рівнів природної радіації на тканини і органи гусей, які вирощувались в населених пунктах з радіоактивним забрудненням, спричиненим аварією на Чорнобильській АЕС. Метою роботи було дослідити за допомогою гістоморфологічних, гістохімічних, ультрамікроскопічних методів особливості будови печінки гусей різного віку (від 24-добового ембріона до 5-міс. віку), які були вирощені і утримувались на території, забрудненій радіонуклідами.

Досліди проведено на двох групах гусей, одна з яких вирощувалась в умовах підвищеного рівня радіації, спричиненого аварією на ЧАЕС (с. Партизанське, с. Берестя і с. Залужжя, Дубровицького р-ну Рівненської області). Радіаційний фон на день забору матеріалу становив 21-24 мкР/год. Друга група гусей вирощувалась в місцевості, не забрудненій радіонуклідами – Мостиська інкубаторна станція і с. Оброшине Львівської області. Радіаційний фон становив 7-8 мкР/год. Для гістоморфологічних досліджень використовували парафінові зрізи із печінки, фарбовані гематоксилінеозином. Гістохімічне дослідження глікогену проводили за методом ШИК по Мак-Манусу. Для електронно-мікроскопічних досліджень зрізи печінки фіксували в 2% розчині чотириокису осмію на 0,1М фосфатному буфері (рН – 7,36). Блоки кубічної форми заливали в епон-аралдіт. Ультратонкі зрізи, отримані на ультрамікромомі УМТП і послідовно проконтрастовані розчином ураніацетату та цитрату свинцю, вивчали і фотографували за допомогою електронного мікроскопу УЕМВ-100К (Україна).

Проведені гістоморфологічні, гістохімічні й ультрамікроскопічні дослідження свідчать, що в тканинах печінки наявні певні структурні відхилення, які не пов'язані із віковими особливостями становлення органу. Характер виявлених морфологічних змін в печінковій тканині не завжди однозначний і більшість структурних відхилень зумовлені постійним радіаційним впливом.

Гістологічні дослідження на рівні світлового і, особливо, електронного мікроскопу показали, що найбільш суттєві зміни в печінці гусей різного віку відбувались на рівні клітинної кооперації гепатоцит-зірчастий ретикулоендотеліоцит-ендотеліоцит. На початкових стадіях розвитку молодняку гусей найбільш помітними структурними відхиленнями були зміни в ядрах гепатоцитів і ендотеліоцитів, в яких відмічалось набухання, чітка конденсація хроматину, розпад ядерної оболонки, лізис ядер. Дані світлової мікроскопії доповнюються результатами електронної мікроскопії, згідно з якими ядра гепатоцитів, особливо у гусей 2-5 міс. віку, часто мали неправильну форму з невеликою кількістю гетерохроматину і нерідко із гіпертрофованими ядерцями.

Характерною особливістю цитоплазми гепатоцитів гусей, починаючи із 24-добового ембріонального віку, було її насичення значною кількістю ліпопротеїдних крапель, що добре проглядалось в електронному мікроскопі. Кількість залишкових тілець і аутофагосом в гепатоцитах з віком наростала.

При дослідженні печінки 1-місячних гусенят Дубровицької зони за допомогою світлового мікроскопу в гепатоцитах при великому збільшенні виявляли по 2-3 крупні вакуолі, в той час як у гусенят-аналогів із 30-км зони Чорнобиля відмічали набухання, мутність і дрібнозернисту вакуолізацію гепатоцитів. Електронно-мікроскопічними дослідженнями виявляли пошкодження крист і просвітлення матриксу мітохондрій, дезорганізацію гранулярної ендоплазматичної сітки, що проявлялось у розширенні і вакуолізації її каналців.

Дослідженнями глікогену гістохімічним і електронно-мікроскопічним методами встановлені відхилення в його розподілі та кількості у різних ділянках печінкових часточок і у печінці різних вікових груп птахів. Якщо у гепатоцитах 24-добових ембріонів у нормі електронно-мікроскопічно глікоген виявляли у великих кількостях і у вигляді скупчень розеток, то у печінці гусенят-аналогів дослідної групи таких скупчень не відмічено. Значна

кількість глікогену гістохімічним методом виявлена у гепатоцитах 5-міс. гусей, що підтверджується електронно-мікроскопічними дослідженнями.

Крім реакції клітин паренхіми печінки на дію радіації, відмічались відхилення в міжчасточковій сполучній тканині, які характеризувались появами її набряків та явищами судинних стазів. Основними морфологічними проявами судинної реакції печінки були розширення стінки синусоїдних капілярів, наповнення їх елементами крові, що відмічалось вже в ембріональному віці. Судинна реакція на рівні електронного мікроскопу характеризувалась руйнацією стінки синусоїдів, що відмічалось у гусенят 1-2-місячного віку, причому цитоплазма ряду ендотеліоцитів вміщала значну кількість аутофагосом і мієліноподібних структур. Останні виявляли і у гепатоцитах різних вікових груп гусей, починаючи із 24-добового ембріона. Хронічне опромінення малими дозами приводило також до потовщення стінок судин за рахунок розростання волокнистих структур. На початкових стадіях розвитку молодяку гусей це виявлялось у судинах міжчасточкової сполучної тканини, а потім у центральних венах часточки.

Висновок. Довготривале утримання і вирощування гусей в умовах підвищених рівнів радіації суттєво впливає на структурні компоненти тканин печінки, що підтверджується даними гістоморфологічних і ультрамікроскопічних досліджень.

ОБГРУНТУВАННЯ МОЖЛИВОСТІ ОРГАНІЗАЦІЇ ПРИВАТНОЇ ПАСІКИ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Е.О. Аристархова,
І.В. Шульга,
В.М. Мількевич

Україна, Житомирський інженерно-технологічний інститут

У роботі розглянуті питання ведення бджолярства на радіоактивно забруднених територіях. Вивчено особливості нагромадження ^{137}Cs різними видами продукції бджільництва. Розглянуті проблеми, що можуть виникнути при організації приватної пасіки в умовах радіоактивного забруднення медоносних угідь.

Після Чорнобильської катастрофи продукти бджільництва досліджуються з особливою ретельністю майже у всіх країнах Європи. Ще й досі, п'ятнадцять років по тому, у бджільницькій продукції деяких районів виявляють підвищений вміст радіонуклідів, головним дозоутворюючим елементом серед яких є цезій-137. Він відносно легко поглинається рослинами з ґрунту, вільно переміщується по стеблах, потрапляє у нектар та пилок. У меді і перзі радіоцезій концентрується в значно більшій кількості, ніж у повітряному просторі. Ще більший вміст радіонуклідів знайдено у старих стільниках та прополісі. Здатність продуктів бджільництва накопичувати в своєму складі у великій кількості шкідливі речовини викликає необхідність дослідити вміст радіонуклідів у продуктах бджільництва, що допоможе розробити шляхи підвищення якості цих продуктів при виробництві в екологічно небезпечних умовах.

Метою роботи є визначення можливості організації приватної пасіки на територіях з різною щільністю забруднення ґрунту та медоносних угідь за радіоцезієм. В умовах північних районів Житомирської області України вивчені особливості нагромадження радіоцезію в медоносних рослинах та в окремих видах продукції бджільництва, визначена та обґрунтована можливість одержання на радіоактивно забруднених територіях окремих видів бджільницької продукції. Отримані нами дані можуть бути використані при удосконаленні технологій ведення бджільництва, що сприятиме значному зменшенню надходження радіонуклідів у бджільницьку продукцію.

Для проведення досліджень на приватних пасіках Житомирської області Олевського району, розташованих на територіях з різною щільністю забруднення ґрунту: околиці смт. Олевськ - пасіка №1 (до 1 Кі/км²), с.Соснівка - пасіка №2, с.Стовпінка - пасіка №3, (1-5 Кі/км²), у квітні місяці, при проведенні весняної ревізії, було сформовано по п'ять бджолиних сімей-аналогів (за силою, запасами корму, кількістю розплоду, походженням та віком матки). Вивчали особливості нагромадження радіоцезію в медоносних рослинах та продуктах бджільництва, вироблених на територіях, що різнились між собою за щільністю радіоактивного забруднення.

При проведенні досліджень відбирали зразки:

- медоносних рослин під час цвітіння;
- ґрунту з-під медоносів;
- стільникового та відцентрового меду весняного та літнього медозборів;
- стільників - під час осінньої ревізії бджолиних сімей;
- пасічного воску та мерви - під час перетопки стільників.

У відібраних зразках порівнювали:

1) концентрацію радіоцезію в медоносних рослинах різних видів та в ґрунті з-під них, а також у генеративних та вегетативних частинах рослин;

2) концентрацію радіоцезію у відцентровому меді, виробленому на територіях з різною щільністю забруднення ґрунту;

3) концентрацію радіоцезію у відцентровому меді, виробленому на територіях з однаковою щільністю забруднення ґрунту в різні періоди медоносного сезону;

4) концентрацію радіоцезію у стільниках, перетопленому воску і мерві.

Відомо, що різні медоноси здатні в тій чи іншій мірі нагромаджувати радіоактивні речовини як у генеративних, так і у вегетативних частинах рослин (Гробов О.Ф., Смирнов А.И., Попов Є.Т., 1987). У наших дослідженнях також встановлена суттєва різниця як у нагромадженні радіоцезію між різними видами рослин, так і між різними частинами рослин (табл. 1).

Таблиця 1

Концентрація ¹³⁷Cs в медоносах різних видів, Бк/кг

Медонос	Пасіка №1 (щільність забруднення до 1 Кі/км ²)		Пасіка №3 (щільність забруднення 1-5 Кі/км ²)	
	квітки	рослина або листя	квітки	рослина або листя
Слива	<8	<10	< 10	12
Яблуня	< 8	<10	13-18	11
Ріпак	10-18	32	21	29
Кульбаба	25	30	32	41
Волошка	----	----	7	15
Конюшина	-----	-----	10	21
Каштан	9	26	----	-----
Гречка	-----	-----	32	370
Липа	14	14	-----	-----

Найвища концентрація ¹³⁷Cs спостерігалась у квітках гречки, кульбаби, а найменша - в квітках садових медоносів - сливи та яблуні. Практично у всіх видів медоносів, що були досліджені, виявлена більш висока концентрація ¹³⁷Cs у вегетативних органах (листя та стебла), ніж у квітках. Із збільшенням щільності забруднення угідь концентрація радіоцезію в рослинах також зростала. При цьому слід відмітити, що найбільш висока концентрація ¹³⁷Cs в ґрунті з-під досліджених медоносів спостерігалась в яблуневому саду пасіки №1 - 416 Бк/кг, тоді як концентрація ¹³⁷Cs в гілках, листі та квітах яблуні була однією з найнижчих. Концентрація радіоцезію в ґрунті з-під ріпаку була на рівні 90 для пасіки №1 та 101 Бк/кг для пасіки №3, проте концентрація ¹³⁷Cs в квітках ріпаку була значно вищою, ніж для садкових медоносів. Отримані нами дані свідчать про те, що в період весняного медозбору слід

очікувати мінімального вмісту ^{137}Cs у меді. Отже, розміщення приватних пасік у садках в цей період є доцільним.

Визначення вмісту ^{137}Cs у зразках апіпродуктів, які були відібрані на пасіках з різним рівнем забруднення ґрунту, показало декілька цікавих закономірностей.

По-перше, спостерігалась чітка тенденція до збільшення вмісту радіоцезію у стільниках ($29,47 \pm 10,8$) та стільниковому меді ($25,71 \pm 8,7$), ніж у відцентровому ($18,40 \pm 4,28$ Бк/кг). Дана тенденція спостерігалась як на територіях з низьким рівнем забруднення ґрунту (до 1 Ки/км^2), так і на територіях з більш високим рівнем забруднення ($1-5 \text{ Ки/км}^2$).

По-друге, концентрація радіоцезію в пробах меду в межах однієї пасіки з різних вуликів суттєво різнилась. Так, питома активність зразків меду весняного медозбору, відібраних з різних вуликів на пасіці № 1 (щільність забруднення до 1 Ки/км^2) та пасіці № 2 (щільність забруднення $1-5 \text{ Ки/км}^2$), коливалась в межах 14-57 та 21 - 62 Бк/кг відповідно. Як правило, розміри приватних пасік у північних районах Житомирської області рідко перебільшують 10-15 вуликів, а відтак, при відкачці меду, особливо весняного медозбору, мед, отриманий з різних вуликів перемішують, зливаючи в одну велику тару. В цьому випадку небезпека отримання певної кількості меду, концентрація радіонуклідів в якому значно перевищувала б середню по пасіці, практично не існує. Проте в умовах великих пасік таку небезпеку слід враховувати, особливо у випадках, коли вулики з однієї пасіки на період медозбору знаходяться в різних місцях (біля різних медоносів).

По-третє, дослідження відцентрового меду, отриманого з однієї і тієї ж пасіки (пасіка № 2), але в різні періоди медоносного сезону, показало, що літній мед має тенденцію до більшого радіоактивно забруднення, ніж весняний (табл. 2).

Таблиця 2

Концентрація ^{137}Cs у весняному та літньому меді, Бк/кг

N п/п	Весняний мед	Літній мед
M±m	$38,6 \pm 7,41$	$48,8 \pm 8,32$

По-четверте, з усіх досліджених нами продуктів бджільництва (віск, відцентровий та стільниковий мед, стільники, мерва), найвища концентрація ^{137}Cs була виявлена у пасічній мерві, а найменша - в пасічному воску. Так, наприклад, концентрація ^{137}Cs в мерві, відібраній на пасіці № 2 (щільність забруднення ґрунту - $1-5 \text{ Ки/км}^2$), була на рівні 390 Бк/кг, а пасічного воску - 5 Бк/кг (табл.3).

Таблиця 3

Концентрація ^{137}Cs в продуктах бджільництва пасіки N 2, Бк/кг, M±m, n = 5

Мерва	Віск	Відцентровий мед (весняний)	Відцентровий мед (літній)	1-річні стільники
$390 \pm 48,8$	$5,0 \pm 0,7$	$38,6 \pm 7,41$	$48,8 \pm 8,32$	$70,0 \pm 12,2$

Питома активність пасічної мерви та пасічного воску на пасіці № 3 (за умов однакової щільності забруднення) знаходилась на рівні $404 \pm 64,7$, а пасічного воску - $7 \pm 0,6$ Бк/кг, тобто на одному рівні з пасікою № 2. Отже, в умовах утримання пасік на радіоактивно забруднених територіях найбільшу небезпеку з точки зору підвищеного вмісту радіоцезію становить пасічна мерва, хоча вона і не є продуктом харчування людини. Небезпека від неї полягає в тому, що пасічна мерва або здається пасічниками заготівельним організаціям і йде в подальшу переробку, підвищуючи радіаційний фон в місцях її переробки, а відтак, збільшуючи дозу зовнішнього опромінення людей, або ж утилізується пасічниками в місцях проживання. При цьому, як показує досвід, при неможливості здати пасічну мерву її утилізацію 2пасічники проводять на місцях перетопки воскової сировини, тобто в межах пасіки. Будучи похованими разом з мервою, радіонукліди, що містяться в ній, в подальшому будуть мігрувати по ґрунтовому профілю, включаючись в біологічний кругообіг.

Забруднення стільників радіоцезієм виявилось в деякій мірі пов'язаним з їх загальним забрудненням протягом певного проміжку часу, тобто процесами старіння, які відбуваються із стільниками внаслідок життєдіяльності сімей бджіл. Добре відомо, що

основними забруднюючими факторами бджолиних комірок є залишки коконів, часточок калу тощо. Крім того, щоб підготувати комірки для відкладання нового засіву, бджоли їх ретельно вичищають та полірують тонким шаром прополісу, який в останні роки, навіть на “чистих” територіях, іноді містить підвищений рівень радіонуклідів, в тому числі ^{137}Cs .

Виходячи з одержаних нами даних, виробництво всіх видів бджільницької продукції в умовах радіоактивного забруднення медоносних угідь можливе без обмежень на територіях із щільністю забруднення ґрунту до 1 Кі/км^2 . При щільності забруднення $1-5 \text{ Кі/км}^2$ слід обмежити виробництво стільникового меду. Відцентровий мед слід обов'язково піддавати радіологічному контролю. При веденні бджільництва на радіоактивно забруднених територіях перевагу слід надавати отриманню весняного, найбільш “чистого” меду. Цей мед найкраще використовувати для дитячого та дієтичного харчування. Вміст ^{137}Cs у воску швидше за все пов'язаний із способом переробки воскової сировини. Віск можна вважати екологічно чистим продуктом бджільництва і виробляти його навіть на пасіках з рівнем забруднення територій, вищим за 5 Кі/км^2 . Мерва, яка містить більшу кількість ^{137}Cs , між стільників відповідного терміну використання, підлягає або здачі на переробні підприємства, або має бути похована у відповідності до санітарно-гігієнічних вимог. Ні в якому разі не слід допускати випадки утилізації високорадіоактивної мерви на пасіці або в районах зосередження медоносів. Мерва з високим вмістом радіонуклідів не повинна також тривалий час зберігатись на пасіках.

МОРФОМЕТРИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЯЄЧНИКІВ ТА ЇХ МАКРОСТРУКТУР У КОРІВ ІЗ ЗОНИ ЗАБРУДНЕНОЇ РАДІОНУКЛІДАМИ І УМОВНО ЧИСТОЇ

Т.Ф. Дяченко

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Вивчали морфометричні показники яєчників від 10 корів віком 12 років як із умовно чистої до забруднення радіонуклідами зони, так і з забрудненої радіонуклідами. Встановлено достовірне зменшення параметрів яєчників (маса, об'єм, лінійні розміри, кількість і абсолютний об'єм макроструктур) корів із забрудненої радіонуклідами зони.

Аварія на ЧАЕС спричинила радіоактивне забруднення навколишнього середовища на території, яка перевищує $5 \cdot 10^6$ га (Ю. Крупка, 1996). Безумовно, що тварини, які народжуються і утримуються на цій території, перебувають під постійним впливом малих доз опромінення.

Малі дози опромінення діють стимулююче на органи. Однак, якщо стимуляція тривала і орган постійно перенапружено працює, то виникає ефект гіперстимуляції – гальмування, що може викликати певні морфофункціональні зміни (Ю. О. Колос, М. Ф. Токарев, 1996).

Яєчники відносяться до високорадіочутливих органів (В. М. Войцицький, 1990).

В зв'язку з цим представляє інтерес вивчення органометричних і об'ємометричних показників яєчників та їх макроструктур у корів із господарств забрудненої радіонуклідами і умовно чистої зон.

Досліди проводили на двох групах корів чорно-рябої породи середньої вгодованості, віком 12 років з припиненим статевим циклом (по 5 голів). Тварини були відібрані згідно з записами у “Журналі з штучного осіменіння корів” та наслідків вагінального й ректального досліджень. Одна група корів вирощувалась в забрудненій радіонуклідами зоні (СТОВ “Білокоровицьке” Олевського району Житомирської області), а друга – в умовно чистій зоні (СТОВ “Ліщинське” Житомирського району Житомирської області).

В обох групах корів вивчали і порівнювали такі параметри яєчників : масу, об'єм, лінійні показники, кількість і абсолютний об'єм макроструктурних компонентів. В яєчниках від корів із забрудненої радіонуклідами зони визначали вміст цезію-137.

Масу яєчників визначали шляхом зважування, лінійні показники – промірами штангенциркулем, об'єм – за G.Bloom, U.Friberg (1956), абсолютний об'єм макроструктурних компонентів – за А.А.Гуцолом і Б.Ю.Кондратьєвим (1988).

Вміст цезію – 137 в яєчниках оцінювали за показниками гама-спектрометра “Аспект”.

Проведеними дослідженнями встановлено, що органо- і об'ємометричні показники яєчників від корів із забрудненої радіонуклідами і умовно чистої зон вірогідно відрізняються. В яєчниках від корів із забрудненої радіонуклідами зони вміст цезію – 137 становить 14 Бк/кг.

Середня маса і об'єм обох яєчників від корів із забрудненої радіонуклідами зони становить $7,71 \pm 0,55$ г. та $7,3 \pm 0,51$ мл., а із чистої зони відповідно $10,48 \pm 0,80$ г. та $9,95 \pm 0,72$ мл. Середні лінійні показники одного яєчника (довжина, ширина, товщина) із забрудненої радіонуклідами зони становлять $3,0 \pm 0,14$, $1,1 \pm 0,06$, $1,4 \pm 0,07$ см., а із чистої зони відповідно $3,6 \pm 0,26$, $1,4 \pm 0,07$, $1,8 \pm 0,08$ см. Менша маса, об'єм, ширина ($p < 0,05$) та товщина ($p < 0,01$) яєчників від корів із забрудненої радіонуклідами зони є наслідком наявності меншої кількості фолікулів ($p < 0,001$). Жовті тіла відсутні в яєчниках обох груп корів, що свідчить про відсутність овуляції фолікулів.

Слід відмітити, що кількість фолікулів в обох яєчниках від корів із забрудненої радіонуклідами зони становить $7,4 \pm 0,24$, а із чистої – $18,8 \pm 1,59$ штук. Менша кількість фолікулів від корів із забрудненої радіонуклідами зони свідчить про порушення росту, дозрівання і овуляції фолікулів.

Внаслідок порушення фолікулогенезу в яєчниках від корів із забрудненої радіонуклідами зони абсолютний об'єм кіркової речовини (відповідно $4,00 \pm 0,31$ мл.) менший на 2,56 мл. ($p < 0,001$) у порівнянні з абсолютним об'ємом кіркової речовини в яєчниках від корів із чистої зони (відповідно $6,56 \pm 0,37$ мл.). Ця різниця утворена за рахунок зменшення абсолютного об'єму макроструктур кіркової речовини: порожнини фолікулів і залишкової частини кіркової речовини (відповідно $0,12 \pm 0,04$ і $3,88 \pm 0,32$ мл.) на 0,71 і 1,85 мл. ($p < 0,01$) у порівнянні з абсолютним об'ємом макроструктур кіркової речовини в яєчниках від корів із чистої зони (відповідно $0,83 \pm 0,16$ і $5,73 \pm 0,28$ мл.). Абсолютний об'єм мозкової речовини суттєво не змінюється ($3,39 \pm 0,40$ мл. в чистій зоні проти $3,30 \pm 0,24$ мл. в забрудненій зоні). Таким чином, показник відношення абсолютного об'єму кіркової речовини до мозкової в яєчниках від корів із забрудненої радіонуклідами зони нижчий (1,21), ніж у яєчниках від корів із умовно чистої зони (1,94). Це стверджує те, що кіркова речовина є радіочутливою, а мозкова – радіорезистентною.

Таким чином, у корів із забрудненої радіонуклідами зони у порівнянні з чистою зоною в період старіння значно знижуються органо- і об'ємометричні показники яєчників, що свідчить про більш інтенсивне зменшення запасу фолікулів з порушенням їх росту, дозрівання, овуляції внаслідок радіочутливості кіркової речовини.

УДК 619:615.37.849

ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ТИРЕОЇДНИЙ ОБМІН У ТВАРИН

В. Малина,
А. Нікітенко

Україна, Білоцерківський державний аграрний університет

Імуномодельюючий препарат КАФІ (комплекс активуючих факторів імунітету) не має прямого впливу на тиреоїдний статус експериментальних тварин, що дає можливість вважати про відсутність у препараті, що досліджується тиреостатиків або компонентів з вираженою стимулюючою дією по відношенню секретії тиреотроніну. КАФІ володіє властивістю підвищення активності функцій щитовидної залози (на 10,1 – 11,2%), що можна трактувати як тенденцію до підвищення ендокринної продукції залози.

У результаті Чорнобильської катастрофи відбулися найбільші із будь-коли зареєстрованих короткочасних викидів радіонуклідів із одного джерела. На фоні значного підвищення рівня радіонуклідів у повітрі післяаварійного періоду певне місце займав радіоактивний йод (^{131}I). Вплив іонізуючого випромінювання на організм тварин вивчало багато вчених і результати їх досліджень опубліковані в значній кількості наукових праць. Доведено, що при опроміненні відбуваються глибокі зміни в імунній та ендокринних системах.

Питання вивчення стану радіокритичних органів тварин на радіоактивно забруднених територіях, розробка контрзаходів та методів мінімізації впливу радіонуклідів на організм тварин має надзвичайно велике значення.

Метою роботи було вивчення впливу комплексу активуючих факторів імунітету (КАФІ) на функції щитовидної залози умовно здорових лабораторних тварин.

Об'єктом досліджень були новонароджені щурі. Імуномодельюючий препарат КАФІ вводили тваринам протягом перших двох діб після народження підшкірно, у дозі 0,1 мл/гол. Методом біологічного тестування визначали показники постнатального розвитку. Молодняк щурів у віці одного місяця забивали і визначали гормональний спектр щитовидної залози: тироксин, трийодтиронін та тироксинзв'язуючий глобулін.

Результати досліджень наведені в таблицях 1, 2, 3.

Таблиця 1

Вплив імуномодельюючого препарату КАФІ на концентрацію
тироксину у сироватці крові щурів (n=12)

Групи тварин	Тироксин (нмоль/л), $M \pm m$	%	P
Контроль	45,28 $\pm$ 8,46	100,0	P>0,05
Дослід	50,36 $\pm$ 5,26	111,2	P>0,05

Із таблиці 1 видно, що концентрація тироксину у дослідних тварин на 11,2% більша, ніж у контрольних (P>0,05), але не виходить за межі фізіологічної норми. Виявлені концентрації тироксину (T_4) дають можливість вважати, що тварини контрольної та дослідної груп знаходяться у сутиреоїдному стані.

Результати наявності трийодтироніну (T_3) у сироватці крові тварин, яким вводили імуномодельюючий препарат КАФІ у неонатальний період викладені у таблиці 2.

Із таблиці 2 видно, що введення КАФІ не викликає значних відхилень у наявності трийодтироніну у сироватці крові дослідних тварин, але сприяє підвищенню його концентрації на 10,1% (P>0,05) і не виходить за межі фізіологічних норм.

Таблиця 2

Вплив імуномодельюючого препарату КАФІ на концентрацію трийодтироніну у сироватці крові щурів (n=12)

Групи тварин	Трийодтиронін (нмоль/л), $M \pm m$	%	P
Контроль	6,06 $\pm$ 0,62	100,0	P>0,05
Дослід	6,67 $\pm$ 0,30	110,1	P>0,05

Результати визначення впливу КАФІ на тироксинзв'язуючу активність сироватки крові дослідних тварин показані у таблиці 3.

Таблиця 3

Вплив імуномодельюючого препарату КАФІ на тироксинзв'язуючу активність сироватки крові дослідних тварин

Групи тварин	Тироксинзв'язуючий глобулін (мкг/мл), $M \pm m$	%	P
Контроль	9,5 $\pm$ 0,5	100,0	P>0,05
Дослід	9,0 $\pm$ 1,0	94,7	P>0,05

Дані табл.3 свідчать про те, що середні величини вмісту тироксинзв'язуючого глобуліну у сироватці крові контрольних та дослідних тварин майже не відрізняються (-5,3%), P>0,05. Отже, при введенні препарату КАФІ у неонатальний період не виявлено змін транспортної функції щитовидної залози по відношенню до тиреоїдних гормонів.

Таким чином, результати дослідів з вивчення дії імуномодулюючого препарату КАФІ на функцію щитовидної залози свідчать про те, що гуморальні фактори тимуса не мають прямого впливу на тиреоїдний статус експериментальних тварин, що дає можливість вважати про відсутність у досліджуваному препараті тиреостатиків або компонентів з вираженою стимулюючою дією по відношенню секреції тиреотроніну.

Отримані результати також свідчать про непряму дію КАФІ, спрямовану на підвищення активності функції щитовидної залози (на 10,1– 11,2%), що можна трактувати як тенденцію до підвищення ендокринної продукції цієї залози. Цей позитивний ефект можна використати з метою активації продукції тиреоїдних гормонів у організмі тварин при їх вирощуванні на територіях забруднених радіонуклідами, що дозволить знизити негативний вплив радіоактивного йоду на функцію щитовидної залози.

СТАН МІНЕРАЛЬНОГО ОБМІНУ У КОРІВ В УМОВАХ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

В.В. Влізло
І.П. Лігоміна

Україна, Інститут Біології тварин УААН
Україна, Білоцерківський державний аграрний університет

Центральне Полісся України є частиною біогеохімічної зони, ґрунти і корми якої збагнені на біотичні елементи: мідь, цинк, йод, кобальт. Порушенню мінерального обміну сприяє забрудненість території радіонуклідами цезію-137 і стронцію-90.

Техногенне забруднення довкілля, в тому числі і радіоактивне, якому найбільш була піддана територія Житомирського Полісся, неконтрольоване використання мінеральних добрив, а саме CaCO_3 – 8–10 т/га, і як наслідок посилення природної недостатності біогенних мікроелементів антропогенною діяльністю, зумовлюють розвиток ендемічних хвороб

(мікроелементів) Водночас, тривале перебування радіонуклідів у ґрунті може негативно впливати на проходження в ньому процесів міграції та трансформації мікроелементів.

Метою нашої роботи було вивчити обмін макро- і мікроелементів (Ca, P, Fe, Cu, Zn) у корів, які знаходяться в забруднених радіонуклідами територіях Житомирського Полісся.

Матеріал і методи. Дослідження проводили на поголів'ї великої рогатої худоби Житомирської області, яка утримується на територіях, що за ступенем радіоактивного забруднення радіонуклідами віднесені до третьої (Народицький район) та четвертої (Коростенський район) радіоактивних зон, а також умовно-чистої зони (Попільнянський район).

Визначення загального кальцію проводили кальційарсеназним методом; неорганічного фосфору – за реакцією УФ-детекції фосфомолібдатного комплексу; активність лужної фосфатази – реакцією гідролізу динатрійфенілфосфату; залізо, цинк, мідь – методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.

Результати досліджень. У третій радіоактивній зоні (добровільно гарантованого відселення) щільність радіоактивного забруднення ґрунтів становила 10–15 Кі/км² за радіоцезієм, гамма-фон на вигульних майданчиках сягав 45,2±0,3 мкР/год, у приміщеннях – 20,9±0,6 мкР/год. Сумарна доза надходження радіонуклідів цезію з раціону за добу становила 11071 Бк на голову. Щільність забруднення Коростенського району коливалась від 5 до 10 Кі/км², гамма-фон становив 22 мкР/год. При клінічному дослідженні корів третьої радіоактивної зони встановлювали виснаження, нижче середню та рідше середню вгодованість. У більшості тварин шерсть скуйовджена, тьмяна, виявляли алопеції, “триву”, “чуб”, біля очей – депігментацію волосся (“окуляри”). Шкіра суха, нееластична, у ділянці ший складчаста. В окремих корів встановлювали явища мікседеми, збільшення щитоподібної залози, енофтальм, брадикардію, зниження апетиту. У меншій мірі вказані ознаки діагностувалися у четвертій зоні радіоактивного забруднення.

Негативний вплив на мінеральний обмін та метаболізм в цілому може спричинити дефіцит міді. Мідь приймає участь у вуглеводному обміні, процесах тканинного дихання, біосинтезі гемоглобіну, утворенні гормонів гіпофізу. Кількість цього елемента у сироватці крові корів Народицького району складала 13,3±0,15 мкмоль/л (p<0,001), Коростенського – 13,8±0,21 (p<0,01), у клінічно здорових – 14,8±0,19. У тварин, хворих на гіпокупроз, рівень міді знижується до 3,1–12,6 мкмоль/л, при нормі 12–24.

Існує прямий корелятивний зв'язок між вмістом у сироватці крові заліза та міді. Залізо входить до складу гемоглобіну, приблизно 65 % загальної кількості заліза знаходиться у циркулюючій крові. Залізо за рахунок гемоглобіну і міоглобіну виконує в організмі окисні функції, воно входить до складу простатичної групи – ксантиноксидази. При дефіциті заліза розвивається гіпохромна мікроцитарна анемія, а мідь необхідна для каталізу перетворення неактивної двовалентної форми заліза у тривалентну, що важливо для процесів кровотворення. Концентрація заліза у сироватці крові досліджуваних корів теж мала тенденцію до зниження. Так, у тварин Народицького району вона становила 22,50±0,39 мкмоль/л (p<0,001), Коростенського – 24,36±0,44 (p<0,001), а у корів з умовно чистої зони – 26,98±0,49 мкмоль/л, при нормі 25–40.

Проведеними дослідженнями у корів з господарств, віднесених до забруднених радіонуклідами регіонів, виявлено значне зниження вмісту цинку. У сироватці крові корів Народицького та Коростенського районів вміст цинку складав 16,9±0,35 та 17,5±0,47 мкмоль/л (p<0,001 і p<0,01), а у корів Попільнянського району – 19,2±0,41. Оскільки цей елемент входить до складу багатьох ферментів, то при його нестачі знижується активність лужної фосфатази, порушується функція щитоподібної залози, засвоєння мінеральних речовин корму, виникають деструктивні зміни у кістковій тканині.

У господарствах, забруднених радіонуклідами, найчастіше має місце комплексна нестача мікроелементів. Не можна виключити і те, що знижений рівень цинку в сироватці крові може мати і вторинну етіологію, оскільки доведено, що при А- і D-гіповітамінозах, дистрофічних процесах у печінці та нирках засвоєння цинку знижується.

Вміст загального кальцію у сироватці крові корів Коростенського району становив 1,95±0,06 ммоль/л (p<0,05), – Народицького району 2,05±0,03 (p<0,1) в умовно чистій зоні – 2,12±0,03. Звертає на себе увагу факт зменшення кількості загального кальцію у сироватці крові корів в трьох господарствах, оскільки фізіологічні коливання складають 2,5–3,13

ммоль/л. Ці зміни підтверджують клінічний розвиток остеодистрофії, хоча дистрофічні процеси у кістковій тканині можуть мати і радіаційне походження. Адже відомо, що інкорпоровані радіонукліди для кісткової тканини це насамперед радіостронції.

Вміст неорганічного фосфору в сироватці крові коливався від $1,27 \pm 0,09$ ($p < 0,001$) (Коростенський район) до $1,48 \pm 0,21$ ммоль/л ($p < 0,5$) (Народицький район), в умовно чистій зоні – $1,75 \pm 0,05$. Встановлена залежність між вмістом мінеральних речовин у кормах і вмістом кальцію і фосфору в сироватці крові. При годівлі кормами бідними на мікроелементи вміст фосфору в сироватці крові значно знижується ($0,81 - 0,96$ ммоль/л). І все ж ми схильні розцінювати цю різницю як результат впливу різних біогеохімічних та радіоекологічних особливостей зон. Низький вміст цього елемента ускладнюється ще й тим, що у більшості корів стада були виражені ознаки гіпотиреозу, що посилює патологію.

Активність лужної фосфатази є показником стану фосфорно-кальцієвого обміну. Фермент не є органоспецифічним, але значне його збільшення вказує на процеси остеодистрофії, що підтверджувалася клінічно. У корів Народицького району активність лужної фосфатази складала $847,1 \pm 87,31$, Коростенського – $1252,7 \pm 252,8$, а в умовно чистій зоні – $1028,0 \pm 112,9$ ммоль/л. На нашу думку, низька активність лужної фосфатази (АЛТ) у Народицькому районі 3-ої зони радіоактивного забруднення пояснюється відмиранням клітин, які синтезують фермент.

Висновки:

1. Центральне Полісся України є частиною біогеохімічної зони ґрунти і корми якої збіднені на біотичні елементи: мідь, цинк, йод, кобальт.
2. Порушенню мінерального обміну сприяє забрудненість території радіонуклідами цезію – 137 і стронцію – 90.

МОРФОЛОГІЧНІ ТА БІОХІМІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ КРОВІ КОРІВ ГОСПОДАРСТВ ТРЕТЬОЇ ЗОНИ

В.Б. Борисевич,
О.Ф. Петренко,
В.Т. Сухонос,
В.Т. Міщишин,
Б. В. Борисевич

Україна, Національний аграрний університет м. Київ

При тривалому утриманні корів в господарстві третьої зони не при лабораторних дослідженнях встановлено порушення кальцієвого обміну, зменшення вмісту еритроцитів у два рази, дворазове збільшення вмісту білірубіну.

В одному з господарств Поліського району Київської області, розташованому у третій зоні, 17 червня та 17 листопада 1999 р. проведені морфологічні та біохімічні дослідження крові клінічно здорових корів 4 – 5-річного віку чорно-рябої породи з добовим надоем 8 – 11 л молока у кількості 15 голів. Умови годівлі та утримання корів задовільні; протягом всього пасовищного періоду корови щоденно випасалися. Кров брали з яремної вени до ранкової годівлі тварин. Морфологічні та біохімічні дослідження виконувалися за методиками, наведеними у посібнику; з даного посібника також запозичені цифрові показники норми.

Клінічні показники (температура тіла, частота пульсу, кількість дихальних рухів та скорочень рубця) у всіх тварин протягом всього дослідження знаходилися в межах фізіологічної норми. У крові вміст гемоглобіну на початку літа становив $86,8 \pm 4,29$, а в кінці осені $92,4 \pm 5,15$ ($P > 0,05$) при нормі 99 – 129 г/л; еритроцитів відповідно $2,9 \pm 0,13$ та $2,32 \pm 0,11$ ($P < 0,05$) при нормі 5 – 7,5 Т/л; лейкоцитів $6,78 \pm 0,54$ та $7,7 \pm 2,42$ ($P > 0,05$) при нормі 4,4 – 12 Г/л; созинофіли

10,1±2,15 та 9,2±0,86 ($P > 0,05$) при нормі 3 – 8 %; нейтрофіли сегментоядерні 32,3±6,44 та 31,4±4,08 ($P > 0,05$) при нормі 22 – 41 %; лімфоцити 51,4±3,51 та 54,4 ± 4,51 ($P > 0,05$) при нормі 40 – 75 %; моноцити 2,6±0,86 та 3,8±0,64 ($P < 0,05$) при нормі 2 – 7 %; ШОЕ 2,9±1,78 та 2,66±0,43 ($P > 0,05$) при нормі 1 – 4 мм/год.

Ці показники свідчать, що у корів, які утримуються в третій зоні, має місце виражена анемія: при відносно низькому вмісті гемоглобіну (різниця між літніми та осінніми показниками недостовірна) спостерігається значне (майже в 2 рази в порівнянні з нормою) зниження вмісту еритроцитів. Вміст еритроцитів у крові в кінці осені достовірно менший, ніж на початку літа, що свідчить про вирішальне значення у виникненні анемії у корів в третій зоні радіаційного пресингу (як ми вважаємо, переважно за рахунок елементарного надходження радіонуклідів).

Відношення вмісту гемоглобіну до кількості еритроцитів свідчить про “перевантаження” останніх гемоглобіном. Однак такі еритроцити функціонують цілком задовільно, про що свідчать нормальні показники пульсу та дихання, а також ШОЕ.

Еритроцитарний ріст більш вразливий по відношенню до радіації, що, на нашу думку, пов’язано з його надзвичайно високою проліферативною активністю, яка на три порядки вища, ніж мієлоїдна проліферативна активність.

Кількість лейкоцитів в обох дослідженнях була в межах норми, а між літніми та осінніми показниками суттєвої різниці не виявлено. Очевидно, це пов’язано з відносною радіаційною стійкістю мієлоїдного кістково-мозкового ростка.

Кількість еозинофілів була вище норми; причому між обома дослідженнями виявилася достовірна різниця на користь літніх даних. Еозинофілія при утриманні тварин у зоні радіаційного забруднення – явище закономірне.

Вміст нейтрофілів та лімфоцитів у крові корів в обидва досліджених періоди був у межах норми, і між собою при обох дослідженнях ці показники не мали суттєвої різниці.

Вміст моноцитів в досліджувані періоди був в межах нижньої границі норми. Різниця між обома показниками була достовірною на користь осінніх величин, що свідчить про вирішальну роль у продукуванні мононуклеарних фагоцитів умов годівлі та утримання корів.

Біохімічні показники крові були такі: білок на початку літа 99,2±1,72, в кінці осені 89,6±3,43 ($P < 0,05$) при нормі 72 – 86 мг%; сечовина відповідно 4,56±0,19 та 5,74±0,21 ($P < 0,05$) при нормі 3,3 – 6,7 ммоль/л; азот сечовини 2,1±0,08 та 2,68±0,11 ($P < 0,05$) при нормі 0,45 – 0,65 мг%; білірубін 13,6±0,49 та 13,7±0,48 ($P > 0,05$) при нормі 0,17 – 5,3 ммоль/л; глюкоза 2,8±2,02 та 3,29±0,29 ($P > 0,05$) при нормі 2,22 – 3,33 ммоль/л; амілаза 21,6±1,29 та 39,2±1,5 ($P < 0,05$) при нормі 8 – 28 мг/л; холестерин 4,4±0,45 та 5,06±0,45 ($P > 0,05$) при нормі 1,3 – 4,2 ммоль/л; лужна фосфатаза 1294±45,06 та 1080±178,11 ($P < 0,05$) при нормі 750 – 2200 нмоль/с л; АЛАМТ 0,264±0,094 та 0,266±0,084 ($P > 0,05$) при нормі 0,2 – 0,42 мкмоль/л; АсАМТ 0,39±0,026 та 0,11±0,03 ($P < 0,05$) при нормі 0,6 – 0,64 мкмоль/л; кальцій 2,83±0,043 та 2,18±0,04 ($P < 0,05$) при нормі 2,5 – 3,13 ммоль/л; фосфор 1,85±0,04 та 1,81±0,03 ($P > 0,05$) при нормі 1,45 – 1,94 ммоль/л; натр 147,6±17,61 та 145,6±1,72 ($P > 0,05$) при нормі 139 – 148 ммоль/л; калій 4,38±0,15 та 2,18±0,04 ($P < 0,05$) при нормі 4,1 – 4,86 ммоль/л.

Дані показники свідчать, що у сироватці крові виявляється гіперпротеїнемія. Остання не є наслідком білкової пере годівлі, оскільки раціони були збалансовані за кормовими одиницями та вмістом протеїну. Як відомо, білки сироватки крові в основному продукуються печінкою, у зв’язку з цим можна вважати, що збільшення їх вмісту обумовлено інтенсифікацією печінкової функції в умовах радіаційного пресингу; не виключено, що гіперпротеїнемія при цьому носить і пристосувальний характер. Про інтенсифікацію білково-синтезуючої функції печінки зокрема свідчать показники тимолової (осадочної) проби, які перевищують норму.

Сечоутворююча функція печінки перебуває в межах норми. Сечовина є основним кінцевим продуктом азотистого обміну і виділяється через нирки. Нормальний вміст сечовини свідчить про відсутність порушень з боку нирок (їх клінічні параметри перебувають в межах норми). Знижений показник азоту сечовини є додатковим підтвердженням інтенсифікації функції не тільки печінки, але і нирок (ці органи нерідко тісно “співпрацюють”).

Збільшення вмісту холестерину не пов'язане з ураженням печінки, оскільки відсутні як клінічні ознаки останнього, так і відповідні біохімічні тести. Гіперхолестеринемія у даному випадку відображає інтенсифікацію синтетичної функції печінки.

Про відсутність уражень печінки типу гепатиту або гепатозу свідчать клінічні показники органу (відсутність збільшення печінки, відсутність жовтяниці тощо), а також такі біохімічні параметри як АлАМТ, АсАМ. Для гепатиту та гепатозу характерним є підвищення активності обох амінотрансфераз та зниження вмісту сечовини у крові.

Підвищення вмісту білірубину на фоні зменшення кількості еритроцитів свідчить про їх посилене руйнування та про утворення гемолітичної жовтяниці. Однак клінічно ознаки (жовте забарвлення слизових оболонок) останньої не виявляються, що може бути обумовлена напруженою інтенсифікацією (в межах певної норми) всіх функцій печінки (в умовах радіаційного пресингу).

Кількісні показники лужної фосфатази перебувають в межах норми. Даний фермент, як відомо, відображає функціонування астроцитів. Статистично достовірна різниця між вмістом ензиму на початку літа (більше) та в кінці осені (менше), як ми гадаємо, обумовлено більш напруженим функціонуванням кісткових клітин після зимівлі, під час якої у тварин нерідко має місце прихований перебіг остеодистрофічних процесів.

Якщо кількість фосфору у тварин була в межах норми, то кількість кальцію в кінці осені виявилася меншою від норми. Це прямо пов'язано з посиленням радіаційного пресингу, в умовах якого у корів господарств третьої зони закономірно і неминуче виникає радіаційна остеодистрофія, виваженість якої посилюється в міру надходження радіонуклідів. Накопичення в кістках ^{90}Sr (основного остеотропного радіонукліда та конкурента Ca) супроводжується зменшенням вмісту кальцію, а також певним радіаційним ураженням кісткового мозку, що проявляється зниженням кількості еритроцитів.

В умовах радіаційного пресингу також зазнає певних змін і обмін електролітів. Це в першу чергу проявляється статистично достовірним і таким, що виходить за межі норми, зниженням вмісту калію на кінець осені (у зв'язку з посиленням надходження радіонуклідів протягом літа). Зниження вмісту калію ми пояснюємо накопиченням в організмі його антагоніста ^{137}Cs . Останній, як відомо, в основному локалізується у м'язовій тканині.

1. При тривалому утриманні корів (практично протягом всього їх життя) у господарстві третьої зони в організмі тварин не вдається виявити чітких клінічних ознак пошкоджуючого впливу радіаційного пресингу.

2. При лабораторних дослідженнях встановлено порушення мінерального обміну, значне зменшення вмісту еритроцитів (майже у два рази) насамперед у зв'язку з гемолізом (очевидно за рахунок деградації ліпопротеїдів клітинних мембран). Радіаційний гемоліз (у надрах кісткового мозку) супроводжується значним збільшенням вмісту білірубину (майже у два рази).

3. Одночасно спостерігаються процеси інтенсифікації функціональної активності внутрішніх органів, насамперед печінки, що проявляється підвищенням вмісту білка, холестерину тощо. Такі зміни можна віднести до ряду радіаційно-захистних механізмів організму корів.

УДК 619:618.14-002

ДІАГНОСТИКА І ЛІКУВАННЯ ЗЛОЯКІСНИХ НОВОУТВОРЕНЬ ШИЇ БЕЗ ПЕРВИННОГО ОСЕРЕДКУ НА ПРИКЛАДІ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ В ПІСЛЯЧОРНОБИЛЬСЬКИЙ ПЕРІОД

В.М. Ковальчук,
Б.М. Гуля,
В.І. Лучків,
А.Н. Білошицький

Житомирський ООД МОЗ України

Отримані результати застосування регіонарної хіміотерапії в комбінації з ПТ і хірургічним методом лікування злоякісних пухлин шиї без первинного осередку.

Після Чорнобильської катастрофи спостерігається різке поширення злоякісних пухлин шиї без первинного осередку за останні 10 років, що призводить до збільшення показників смертності. Приблизно в 20% випадків у хворих на рак голови та шиї пальпуються шийні лімфатичні вузли без виявленої пухлини. Провівши аналіз статистичних даних на захворюваність злоякісними новоутвореннями шиї без первинного осередку по Житомирській області після аварії на ЧАЕС, можна зробити висновок, що через 5 років після Чорнобильської катастрофи спостерігається ріст захворюваності на злоякісні новоутворення шиї без первинного осередку.

Для покращання результатів лікування в хірургічному відділенні N2 Житомирського ООД в 1990 році розроблено новий метод комбінованого лікування з використанням регіонарної ХТ і ПТ. Проведено нагляд 30 хворих чоловічої статі у віці від 30 до 72-х років. При цитологічному дослідженні у 24(86%) хворих встановлено плоскоклітинний рак, у 3 (10%) – аденокарциному, і у 1 хворого (3,3%) – меланому. Всім хворим для виявлення первинного осередку проводили допоміжні методи досліджень: рентгенографію легень і середостіння, езофагогастроскопію, бронхоскопію, УЗД щитовидної залози і шиї, комп'ютерну томографію голови та шиї. Також проводили комплексний огляд хворих іншими лікарями: ЛОР, окулістом, ендокринологом, невропатологом. У зв'язку з різною методикою лікування хворих було розподілено на 2 групи по 30 чоловік в кожній групі. Перша група отримувала регіональну ХТ і ПТ в сумарній осередковій дозі (СОД) від 45 до 60 Гр. Методика лікування полягала в наступному. Всім хворим проводили катетеризацію загальної сонної артерії на стороні ураження через скроневу артерію під місцевим знеболенням. Внутрішньоартеріальне введення хіміопрепаратів проводили раз на добу за 30 хвилин до проведення ПТ. Регіональну ХТ проводили в різних комбінаціях хіміопрепаратів (5-ФУ, метотрексат, блеоміцин, бластолен) разом з ПТ. Дозу хіміопрепаратів підбирали кожному хворому індивідуально у зв'язку з наявністю різноманітної суміжної патології і враховували вік хворих, гістологічну верифікацію пухлини. У контрольній групі проводилось лікування хворих з використанням променевої терапії в поєднанні з системною хіміотерапією в тих самих дозуваннях, що й в першій групі. ПТ проводилась по загальноприйнятій методиці аналогічно тому, що в першій групі. Доцільність використання регіонарної ХТ оцінювалась відразу після закінчення курсу комбінованого лікування, через 1-2 місяці за даними клінічного нагляду, і робилась оцінка 5-річного виживання в порівнянні з групою хворих, котрим внутрішньоартеріальну ХТ не проводили. У 1-й групі повна регресія пухлин спостерігалась через місяць у 8-ми (26,6%) хворих. У 10 (33,3) хворих проведено повторні курси регіонарної ХТ з використанням метотрексату і блеоміцину, 5-ФУ і платідіаму. У 12 (40%) хворих з метастатичним ураженням лімфовузлів було виконано оперативне лікування: видалення новоутворень, операція Крайля. Показник 5-річного виживання складає 50-60%. У контрольній групі хворих повна регресія пухлин спостерігалась через 1 місяць після проведення ПТ у 6-(20%) хворих. Оперативне лікування виконано у 6 (20%) хворих. Показник 5-річного виживання складає 20%, що

відповідає даним, приведеним в роботах (Bachouchi M., Switkowski E., Gasmi I., 1990). Таким чином, отримані результати показали достатньо високу доцільність регіонарної ХТ цитостатиками 5-ФУ, метотрексатом, блеоміцетином і платидіамом при злоякісних пухлинах щий без первинного осередку. При цьому хороші результати отримані при застосуванні регіонарної хіміотерапії в комбінації з ПТ і хірургічним методом лікування.

ПЕРСПЕКТИВНІ НАПРЯМКИ ДОСЛІДЖЕНЬ В ОБЛАСТІ ВЕТЕРИНАРНОЇ ПРОФІЛАКТИКИ У ЕКОЛОГІЧНО КРИЗОВИХ РЕГІОНАХ

Ю.А Байдевятов

Україна, Сумський державний аграрний університет

Висвітлено питання розробки нових високоефективних екологічно безпечних засобів і раціональних технологій знезаражування об'єктів ветеринарного нагляду.

Практика свідчить, що використання лише специфічних засобів боротьби з інфекційними хворобами тварин і птиці не вирішує проблеми екологічної безпеки. Поряд із застосуванням специфічних засобів необхідне здійснення комплексу ветеринарно-санітарних заходів, спрямованих на санацію середовища мешкання тварин і здійснення оптимальних умов для їх утримання. Ця система заходів служить також і профілактиці хвороб людей, які передаються від тварин, в тому числі і через продукти тваринного походження.

До недавнього часу у ветеринарній практиці для санації різних об'єктів широко застосовувались дезинфектанти на основі альдегідів та хлористих сполук. В результаті багаторічного та часто нераціонального застосування цих засобів сформувалася досить стійка мікрофлора. Крім цього, багато із існуючих дезинфектантів повільно біонізуються, а деякі з них трансформуються в зовнішньому середовищі до небезпечних сполук (діоксини, тригалометани та ін.).

Хлористі препарати володіють високою корозійною активністю, мають також недоліки і традиційні технології знезаражування. Так, широко застосовуваний вологий метод дезинфекції не забезпечує надійного ступеня санації повітря і об'єктів приміщень, особливо в важко доступних місцях.

У зв'язку з цим, необхідні нові високоефективні екологічно безпечні засоби і раціональні технології знезаражування об'єктів ветеринарного нагляду. В останні роки за кордоном і в нашій країні ведуться дослідження щодо створення дезинфектантів на основі перекисних сполук, що мають біоцидні властивості та здатність розпадатися в зовнішньому середовищі на безпечні компоненти. З'явилася тенденція використання перекисних сполук у комплексі з різними стабілізаторами та поверхнево-активними речовинами (ПАР), що сприяють підвищенню стабільності розчинів дезинфектантів та їх бактерицидної активності. Серед катіоноактивних ПАР більшість володіють самостійною бактерицидною активністю. Це пеносанатори пролонгованої дії "ВВ-1" та "ВВ-5" з вираженою віруліцидною, бактерицидною і фунгіцидною дією. Намітилися також шляхи удосконалення технології знезаражування об'єктів ветеринарного нагляду з використанням розчинів дезинфектантів у формі термоаерозолей та різноманітних пін, а також з використанням фізичних факторів (УФ-випромінювання, ультразвук) та озону.

Система контролю забруднення кормів мікотоксинами, яка діє в Україні, вже декілька десятиліть потребує розширення й удосконалення. З'явилась необхідність регламентації вмісту особливо небезпечних фузаріотоксинів з канцерогенною дією – фумонізинів – у фуражній кукурудзі, макроцилічних трихотеценів – у грубих кормах. Особлива роль відводиться і новим аналітичним підходам до контролю безпеки кормів та діагностики

мікотоксикозів. Найбільш перспективними в цьому напрямку можуть бути експрес-методи на основі ІФА, що поєднують можливість серійних випробувань і простоту виконання з високою специфічністю і чутливістю.

В останні роки Європейський союз (ЄС) різко підвищив вимоги до санітарної якості і безпеки продуктів тваринництва. Директивою ЄС № 96/23 від 20 квітня 1996 р. в усіх країнах, що входять до складу цієї організації, починаючи з 1997 р., проводяться вибіркові моніторингові дослідження щодо визначення вмісту в біологічних рідинах і тканинах тварин, м'яси, молоці, яйцях, рибі та морських продуктах, які використовують в їжу, синтетичних гормонів, антибіотиків, антигельмінтиків, залишків хлорорганічних пестицидів, важких металів, радіонуклідів та інших небезпечних агентів. Аналогічні вимоги ставляться і до інших країн експортерів продуктів тваринництва в країни ЄС. Ці дослідження повинні проводитися з використанням методик, рекомендованих ЄС. У зв'язку з цим виникає необхідність вивчення наявної в ЄС системи контролю, розробки чи адаптації існуючих в нашій країні методів дослідження до вимог ЄС.

Також значна увага повинна приділятися визначенню у кормах та продуктах тваринництва поліхлордифенілдиоксинів (ПХДД), поліхлордифенілдиоксифуранів (ПХДФ), поліхлорованих біфенілів (ПХБ), оскільки у вітчизняній і зарубіжній пресі з'явилось багато повідомлень про забруднення цими небезпечними антропогенними забруднювачами м'ясних продуктів в Бельгії. В ряді європейських країн, у тому числі і Росії, прийнята заборона про ввезення м'яса і м'ясних продуктів з Бельгії. Складність контролю ПХДД (діоксини) полягає в тому, що для їх визначення використовуються складні інструментальні методи – поєднання капілярної газорідинної хроматографії з мас-спектрометрією, що дозволяє знаходити діоксини в дуже малих концентраціях. Виникає необхідність в розробці більш простих і доступних методів з використанням ІФА.

Державний ветеринарний нагляд виконанням ветеринарно-санітарних вимог щодо забезпечення отримання радіаційно-безпечної сільськогосподарської продукції необхідно здійснювати на всіх етапах виробництва продукції, її переробки, реалізації і зберігання. Вибір методу радіологічного контролю залежить від радіаційної ситуації, мети, завдань і видів контролю.

В основі методологічних розрахунків допустимих рівнів вмісту радіонуклідів в кормах повинні знаходитися:

Гігієнічні вимоги до якості і безпечності продукції тваринного походження;

Коефіцієнти переходу радіонуклідів в продукцію тваринного походження;

Раціони годування для кожного виду сільськогосподарських тварин;

Встановлений рівень радіоактивного забруднення кормів.

Значення ветеринарної санітарії та її роль у ветеринарній науці і практиці зросла в умовах сучасної ситуації в країні.

Основними завданнями ветеринарно-санітарної, гігієнічної та екологічної науки залишаються:

Розробка методів і засобів технічного забезпечення для інактивації радіонуклідів, дезінфекції, дезінсекції і дезакаризації об'єктів ветеринарного нагляду;

Ветеринарно-санітарна експертиза продуктів забою тварин, птиці, включаючи риб, морських ссавців, моллюсків, що використовуються в їжу, яєць, молока, рослинних продуктів харчування, меду, та ін.

Розробка принципів та методів санітарно-гігієнічного дослідження і ветеринарно-санітарної оцінки об'єктів;

Розробка методів ветеринарно-санітарного контролю кормів з метою визначення рівня радіонуклідів, діагностики та профілактики мікозів, мікотоксикозів, отруєнь та інфекційних захворювань тварин з урахуванням вимог Всесвітньої торгівельної організації (ВТО);

Розробка сучасних прискорених методів аналізу продукції з використанням останніх досягнень науки і техніки (ДНК-діагностика, рентгено - флюорисційна спектрометрія, краплинна хроматографія та інші) а їх впровадження у практику роботи ветеринарних спеціалістів.

УДК: 619.615.9:636.2

МІГРАЦІЯ ^{137}Cs У КОРІВ В УМОВАХ ПОСТІЙНОЇ ДІЇ РАДІАЦІЇ НИЗЬКИХ РІВНІВ

Р.Й.Кравців,
В.З.Салата,
Ю.С.Ших,
І.Г.Ярошович,
Д.В.Фреюк

Україна, Львівська державна академія ветеринарної медицини ім. С.З.Гжицького

Депонування в організмі радіонуклідів в літній період є меншим порівняно з зимово-стійловим періодом утримання. Обмін речовин, в тому числі і ^{137}Cs , проходить інтенсивніше в літньо-пасовищний період утримання.

Зменшення концентрації радіонуклідів у молоці корів, що знаходяться в умовах постійного радіаційного навантаження, – проблема, яка має науково-практичне значення і вимагає негайного вирішення.

Виходячи з цього, ми провели ряд наукових досліджень, спрямованих на з'ясування факторів, які впливають на збільшення виведення спожитого тваринами ^{137}Cs з організму.

Обмінний дослід з метою вивчення міграції радіонуклідів проводився 1999 року в КСП ім. Лесі Українки і "Случ" Дубровицького району Рівненської області. Досліди проводились на 4 групах лактуючих корів, по 3 голови в кожній групі, у зимово-стійловий і літньо-пасовищний періоди утримання.

Під час проведення дослідів у зимово-стійловий період годівля тварин проводилася з урахуванням живої маси і віку за збалансованими раціонами згідно з нормами колишнього ВІТа. З кормами тварини всіх піддослідних груп одержували однакову кількість радіонуклідів: 8386 Бк в день в господарстві "Случ" і 9981 Бк в день в господарстві ім. Л.Українки. Як бачимо, вміст ^{137}Cs в кормах зимово-стійлового періоду був значно нижчим порівняно з 1998 роком.

Таблиця 1

Виділення ^{137}Cs з організму корів в зимово-стійловий період утримання

Групи тварин	Спожито ¹³⁷ Cs з кормом, Бк	Виділилось з організму						Залишилося в організмі	
		з молоком	%	з калом	%	з сечею	%	Бк	%
Господарство "Случ"									
I	8386	1569	18,7	2871	34,2	2706	32,3	1240	14,8
II	8386	1494	17,8	2738	32,6	2587	30,8	1567	18,7
III	8386	1458	17,4	2646	31,5	2517	30,0	1765	21,0
IV	8386	1403	16,7	2549	30,4	2422	28,9	2012	24,0
Господарство ім. Л.Українки									
I	9981	1896	19	3484	34,9	3092	33,9	1509	15,1
II	9981	1627	16,3	3464	34,7	3040	30,5	1850	18,5
III	9981	1577	15,8	3413	34,2	3084	30,9	1907	19,1
IV	9981	1537	15,4	3394	34,0	3094	31,0	1956	19,6

Виділення ^{137}Cs в цей період з калом і сечею в господарстві "Случ" складало 30,4-34,2% і 28,9-32,3% від прийнятого з кормом. Дещо вищим виділення ^{137}Cs з калом і сечею було в господарстві ім. Л.Українки – 34,2-34,9% і 30,5-33,9% відповідно. Тобто, тварини, які більше споживали ^{137}Cs з кормом, більше його виділяли з калом і сечею. Це можна пояснити тим, що в зимово-стійловий період раціони годівлі корів господарства ім. Л.Українки були краще

збалансовані за основними поживними речовинами, особливо за протеїном. Міжгрупові відмінності в ступені виділення цього радіонукліду з організму були незначними. Відмічена тенденція до збільшення виведення ^{137}Cs з організму з калом і сечею у корів старших за віком (І і ІІ групи) (табл. 1).

Вміст радіоцезію в молоці в зимово-стійловий період досить високий: 16,7-18,7% від прийнятого з кормом в господарстві "Случ" і дещо менше – 15,4-19,0% в господарстві ім. Л.Українки, без суттєвої різниці між групами.

Високий вміст ^{137}Cs в молоці можна пояснити тим, що раціони годівлі не були збалансовані за мікроелементами. Такі мікроелементи, як цинк, мідь, кобальт і йод були дефіцитними в раціонах годівлі корів.

Необхідно відмітити, що у корів старшого віку (1986, 1987 рр. народження) виділення радіоцезію з організму було вищим, ніж у корів 1988, 1989 рр. народження. Дещо вищий показник депонування ^{137}Cs в організмі корів господарства "Случ" – 14,8-24,0% від спожитого з кормом, проти 15,1-19,6% відкладеного в організмі корів господарства ім. Л.Українки.

В літньо-пасовищний період утримання поступило в організм тварин радіоцезію значно більше порівняно з зимово-стійловим: в господарстві "Случ" – на 22,5%, в ім. Л.Українки – на 27,3% (табл. 2).

Таблиця 2

Виділення ^{137}Cs з організму корів в літньо-пасовищний період утримання

Групи тварин	Спожито ¹³⁷ Cs з кормом, Бк	Виділилось з організму						Залишилося в організмі	
		з молоком	%	з калом	%	з сечею	%	Бк	%
Господарство "Случ"									
I	10553	2000	18,9	3690	34,5	3210	30,5	1703	16,1
II	10553	2080	19,7	3567	33,8	3176	30,1	1730	16,4
III	10553	2100	19,9	3577	33,9	2997	28,4	1879	17,8
IV	10553	2089	19,8	3598	34,1	3029	28,7	1857	17,6
Господарство ім. Л.Українки									
I	13730	2471	18,0	4805	35,0	4190	30,0	2334	17,0
II	13730	2567	18,7	4805	35,0	3982	29,0	2375	17,3
III	13730	2486	18,1	4805	35,0	3913	28,5	2526	18,4
IV	13730	2444	17,9	4532	33,0	4050	29,5	2704	19,7

Виділення радіонуклідів з організму було вищим порівняно з зимово-стійловим періодом утримання. Це пояснюється тим, що в літній період раціони годівлі були краще збалансовані за основними поживними і мінеральними речовинами. В літній період обмінні процеси в організмі проходять значно інтенсивніше за рахунок згодовування тваринам зеленої маси. Зелені корми, хоч й містять більше радіонуклідів, але багаті на легкорозчинні форми протеїну, вуглеводів та інших поживних і біологічноактивних речовин і мають вищий процент перетравності, краще засвоюються організмом. Крім цього, кормові маси швидше проходять шлунково-кишковий тракт (за рахунок високої вологості кормів) і швидше залишають організм порівняно з кормами, які входять до складу раціонів зимово-стійлового періоду утримання.

УДК 631.2-002.636.2

РАДІОЛОГІЧНА ОЦІНКА НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

М.І. Дідух,
Г.М. Мартенюк
Я.А. Можар

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

В результаті проведених досліджень встановлено, що радіаційний стан обстеженої території та рівнів забруднення с.-г. продукції населених пунктів становить по щільність забруднення ґрунтів, в середньому 60-370 кБк/м² а потужність експозиційної дози гамма випромінювання коливається в межах 0,007-0,060 мР/год.

Радіологічна ситуація, що склалася на забруднених радіонуклідами територіях радикально змінила умови проживання та особливості формування доз опромінення сільського населення. Особливо це стосується зони безумовного (обов'язкового) відселення.

Але люди продовжують повертатися у села цієї зони. Проживаючи відносно ізольовано від зовнішніх джерел продуктів харчування, вони утримують тварин у власних підсобних господарствах, вирощують сільськогосподарську продукцію на присадибних ділянках. У зв'язку із інтенсивним використанням в процесі життєдіяльності продукції природних угідь, яка відрізняється високими рівнями радіоактивного забруднення, сільське населення підлягає інтенсивному опроміненню.

Таким чином сільське населення, яке проживає в зоні безумовного (обов'язкового) відселення є групою ризику і потребує прийняття ряду науково обґрунтованих заходів щодо зменшення індивідуальних доз їх опромінення.

У цих умовах аналіз шляхів надходження цезію-137 в організм людини з продуктами харчування місцевого походження стає надзвичайно важливим елементом безпечного проживання населення в даних регіонах. Виходячи з вищевикладеного, метою роботи є проведення пошукових робіт з метою уточнення радіаційного стану земель, агрохімічних характеристик ґрунтів, радіоактивного забруднення продуктів харчування та інших об'єктів, виявлення критичних угідь, кормів та продуктів харчування та на їх основі розробка методичних рекомендацій з проведення першочергових заходів спрямованих на ліквідацію критичності або зниження її ступеня.

Основою методології наших досліджень служила концепція екологічного моніторингу, системний підхід, наукові положення сільськогосподарської радіоекології та програма реабілітації території населених пунктів Житомирської області, віднесених зони безумовного (обов'язкового) відселення населення на 2001-2003 рр.

Для реалізації мети та завдань досліджень нами було проведено уточнений радіаційний аналіз ґрунтів, кормів та продуктів харчування в населених пунктах Базар, Межиліска, Народичі, Рудня Базарська, Селець Народицького району та Возлякове, Делета, Думинське, Людвинівка, Млини, Піхоцьке, Рудня (Руднянська), Стопичне, Червоносілка Овруцького району Житомирської області. Дані населені пункти відповідають всім необхідним умовам для проведення досліджень міграції радіонуклідів в трофічних ланцюгах, кінцевою ланкою яких є людина.

Об'єктами спостережень були:

- ґрунти природних кормових угідь та власних присадибних ділянок;
- продукція природних кормових угідь (пасовишна трава, сіно);
- продукція, що виробляється у власних господарствах;
- лісова продукція, яка використовувалась в якості продуктів харчування.

Відбір зразків ґрунту, рослин та продуктів харчування проводили за стандартними методиками.

Результати досліджень. Північна частина Житомирської області, де розташована зона безумовного (обов'язкового) відселення в найбільшій мірі зазнала радіоактивного забруднення, що характеризуються діапазоном значень щільності забруднення ^{137}Cs від 1 до 40 Ки/км^2 і вище. Щільність забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь Народицького і Овруцького районів наведена в таблицях 1 і 2.

Таблиця 1

Щільність забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь Народицького району

	Всього с.-г. угідь	Ріллі	Луки та пасовища	Інші угіддя
Площа, га всього	52905,5	34916,2	17874,3	115,0
В тому числі: по ^{137}Cs , до 1 Ки/км^2	1863,0	959,1	903,9	-
1 - 5 Ки/км^2	23351,7	17727,9	5600,0	23,8
5 - 15 Ки/км^2	18723,5	11900,7	6738,6	84,2
>15 Ки/км^2	8967,3	4328,5	4631,8	7,0
по ^{90}Sr < 0,02 Ки/км^2	-	-	-	-
0,02 - 0,15 Ки/км^2	9582,5	7484,6	2041,8	56,1
0,15 - 3,00 Ки/км^2	43323,0	27431,6	15832,5	58,9

Таблиця 2

Щільність забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь Овруцького району

	Всього с.-г. угідь	Ріллі	Луки та пасовища
Площа, га всього	62843,0	409801,0	21862,0
В тому числі: по ^{137}Cs , до 1 Ки/км^2	3793,0	3190,0	2403,0
1 - 5 Ки/км^2	53737,0	37094,0	16643,0
5 - 15 Ки/км^2	4834,0	2129,0	2705,0
>15 Ки/км^2	479,0	368,0	111,0
по ^{90}Sr < 0,02 Ки/км^2	331,0	265,0	66,0
0,02 - 0,15 Ки/км^2	32330,0	22278,0	10052,0
0,15 - 3,00 Ки/км^2	29658,0	18177,0	11481,0
>3 Ки/км^2	534,0	261,0	263,0

Загальна площа забруднених ^{137}Cs та ^{90}Sr сільськогосподарських угідь Житомирської області складає 607, 9 тис. га, в зоні безумовного (обов'язкового) відселення опинилися 80 тис. га територій області.

В зоні безумовного (обов'язкового) відселення розміщена велика кількість природних луків та пасовищ, які є додатковим резервом кормів для приватних господарств. Погодно-кліматичні умови, ландшафтно-геохімічні особливості даного регіону, велика кількість земель з лучно-болотними, торф'яно-болотними, дерново-підзолистими, піщаними і супіщаними ґрунтами в умовах перезволоженості території сприяють підвищеній біологічній доступності радіонуклідів і міграції по біологічних ланцюгах.

Таким чином, на сьогоднішній день природні луки та пасовища є вагомим джерелом надходження радіонуклідів в організм тварин і далі, через продукцію тваринництва в організм людини.

Ступінь забруднення багатьох продуктів харчування навіть через 15 років після аварії перевищує допустимі рівні, особливо це стосується більшості продуктів лісу та деяких продуктів харчування, що виробляються у власних підсобних господарствах (табл. 3).

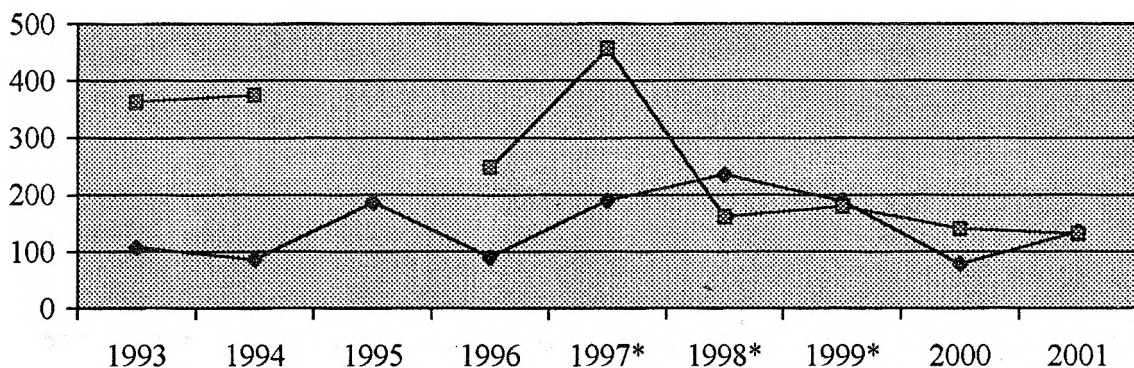
Дані забруднення молока ^{137}Cs (Бк л^{-1}) в населених пунктах зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області, що отримані радіологами Мінагрополітики України, службами санепідагляду МОЗ України та іншими службами, наведені у рис. 1.

Таблиця 3

Вміст цезію-137 в продуктах харчування населення в зоні безумовного (обов'язкового) відселення, Бк/кг (2001 р.).

Продукти харчування	Кількість зразків, шт	Межі коливання питомої активності, Бк/кг	
		Мін.	Макс.
Продукти харчування з присадибних ділянок			
Картопля	60	6	64
Морква	11	11	211
Буряк	18	9	51
Редька свіжа	6	12	30
Цибуля	19	7	31
Щавель	11	50	250
Капуста	34	2	20
Огірки	26	4	10
Кабачок	11	6	11
Квасоля	10	15	36
Кукурудза свіжа	19	2	10
Яблука та груші (сухофрукти)	20	21	150
Продукти харчування з власних підсобних господарств			
Яйця курячі	16	13	20
Яловичина	16	60	300
Свинина	11	41	238
Продукти харчування лісового походження та риба місцевих водойм			
Гриби (сухі)	55	50000	940000
Ягоди чорниці свіжої	34	800	150000
М'ясо диких тварин	40	800	60000
Риба річкова	25	23	900
Лікарська сировина (с.р.)	87	3000	150000

—●— Народицький район —■— Овруцький район



* - наведені максимальні значення

Рис. 1 Забруднення молока ^{137}Cs (Бк/л) в населених пунктах зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області

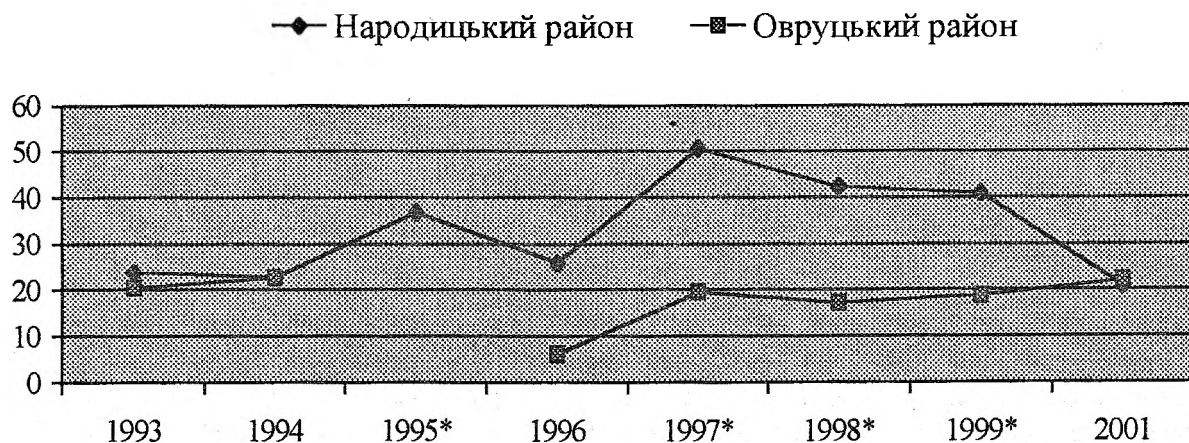
Рівні забруднення молока в населених пунктах Народицького району коливаються в межах від 13 до 600 Бк/л, а в Овруцькому районі від 22 до 397 Бк/л. В таких селах Народицького району, як Базар, Межиліська та Рудня Базарська, рівні забруднення молока нижчі допустимих (100 Бк/л), а в населених пунктах смт. Народичі та с. Селець рівень забруднення молока перевищує ДР в 3,7 – 6,0 рази.

В селах Людвинівка, Млини та Стовпичне Овруцького району ситуація із забрудненням молока задовільна, перевищень ДР-97 не відмічається. Разом з цим значно перевищують ДР-97 рівні забруднення молока в с. Возлякове – в 3,8 – 3,9 рази, с. Делета - в 2,2 – 3,2 рази, і в с. Червоносілка - в 2,6 – 3,6 рази. Але є і такі населені пункти, де в межах одного населеного пункту рівні забруднення молока радіоцезієм коливаються від 64 Бк/л до 482 Бк/л (с. Думінське) та від 78 Бк/л до 260 Бк/л (с. Піхоцьке).

Враховуючи вищевикладене, ще раз необхідно наголосити на необхідності вирішення питання про забезпечення приватної худоби цих сіл Народицького та Овруцького районів пасовищами та сіножатями, на яких проведене докорінне поліпшення.

В цих умовах аналіз шляхів надходження радіонуклідів в організм людини з продуктами харчування місцевого виробництва стає надзвичайно важливим елементом безпечного проживання населення в радіоактивно забруднених регіонах. Тому так важливо відрізнити різні джерела надходження продуктів харчування в організм сільських жителів: агроландшафти, продукцію власних підсобних господарств, лісові продукти харчування.

Для забезпечення власних потреб населення зони безумовного (обов'язкового) відселення широко практикують систему виробництва продуктів на присадибних ділянках. Для ведення підсобного господарства населення в більшості випадків використовує неполіпшені угіддя, які характеризуються інтенсивним забрудненням радіонуклідами і тому є критичними в радіологічному відношенні типом угідь.



*- наведені максимальні значення

Рис. 2 Вміст ^{137}Cs (Бк/кг) в картоплі населених пунктах зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області

Забрудненість радіоцезієм картоплі, яка поряд з молоком є одним із найбільш поширених продуктів харчування місцевого населення, наведена у рис. 2. Найвищий рівень забруднення картоплі (22-50 Бк/кг) був встановлений в с. Делета, але й він, як і в інших населених пунктах Овруцького і Народицького районів, не перевищував допустимі рівні (60 Бк/кг).

Фактичний аналіз формування доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення за рахунок цезію-137 на основі даних СВЛ-дозиметрії та аналізу активності раціонів показує, що дози внутрішнього опромінення населення слід розглядати як основний критерій оцінки можливості проживання сільського населення в зоні безумовного (обов'язкового) відселення.

Отже, радіаційний стан обстеженої території та рівнів забруднення с.-г. продукції населених пунктів свідчить, що цілність забруднення ґрунтів становить в середньому 60-370 кБк/м², потужність експозиційної дози гамма-випромінювання коливається в межах 0,007-0,060 мР/год.

В більшості населених пунктів даної зони вміст радіоцезію в продуктах харчування не перевищує ДР-97, за виключенням продуктів харчування лісового походження. Виявлені

максимальні показники забруднення молока, що перевищують ДР-97 (сmt. Народичі, с. Селець, Народицького району та с. Возлякове, Делете, Думинське та Червоносiлка Овруцького району), носять тимчасовий одиничний характер i зумовлені випасанням худоби на критичних ландшафтах (ліс, заплави річок, болота).

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ СКОТАРСВА ТА ШЛЯХИ ЇХ ВІРШЕННЯ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ

Н.О Бей.,
С.В. Толбатова

Україна, Сумський державний аграрний університет

В статті розглядаються організаційно-економічні та екологічні проблеми скотарства в Україні в умовах радіаційного забруднення території Сумської області та шляхи їх вирішення.

Продукція м'ясного та молочного скотарства є цінною продукцією харчування, джерелом отримання повноцінного білка, а також вуглеводів, вітамінів та різних мінеральних речовин. Щорічно обсяги виробництва продукції та технологічний рівень сільського господарства знижується.

На сучасному етапі в Україні у критичному стані опинилося молочне та м'ясне скотарство. Відомі руйнівні процеси у сільському господарстві призвели до значного падіння поголів'я тварин.

Зменшення чисельності поголів'я і зниження продуктивності виявилось головною причиною спаду виробництва продукції тваринництва. Не зважаючи на більш ніж дворазове зменшення поголів'я худоби й виробництва тваринницької продукції в останні роки проблеми екологічної безпеки цієї галузі залишаються. Загострюються екологічні проблеми ведення тваринництва у особистих підсобних господарствах. Зростає поголів'я худоби (тут утримується третина ВРХ) концентрується на невеликій території з порушенням санітарно-гігієнічних вимог побуту в підсобних господарствах у зв'язку з відсутністю нормативної бази і контролю цього виробництва. У зв'язку з аварією на ЧАЕС в Україні було забруднено територію площею понад 50 тис. кв.км, у 74 районах 12 областей (Київська, Черкаська, Хмельницька, Івано-Франківська, Волинська, Чернівецька, Сумська, Житомирська, Чернігівська, Рівненська, Вінницька, Тернопільська). На цій площі розташовані 2294 населених пункти.

Донині проблема безпеки продуктів харчування належала до вузько профільних. Вважалось, що дотримання технологічних процесів при розведенні домашніх тварин та переробці сировини гарантує відповідно якість продуктів харчування. Найменше уваги приділялося рослинництву яке в свою чергу через харчовий ланцюг впливає вплив на тваринництво. На стадіях переробки, збуту і споживання увага приділялась як в рослинництві так і в тваринництві переважно санітарним характеристикам, насамперед збуджувачам інфекцій і органолептичним показникам. Не лише в нашій країні і СНД, але і в усьому світі вчені-практики не усвідомлювали проблему якості продуктів харчування як загальноекологічну і загальнолюдську проблему безпеки життя. Непорозуміння стосовно експорту неякісної продукції, що виникли у цьому році, ще не формуються у загальносвітову проблему. У нашій країні всі негативні впливи на людей списуються на соціально економічні негаразди.

Разом з тим орієнтовні розрахунки та експериментальні дані свідчать про те, що на більшій частині забруднених територій добова доза опромінення населення на 90-95% формується за рахунок продуктів харчування. Серед останніх особливе місце займає молоко та

продукти його переробки, з якими в організм людини надходить 60 і більше відсотків радіонуклідів.

Однією з особливостей м'ясного скотарства є сприятливі природнокліматичні умови Сумської області, тому більшість сільськогосподарських підприємств, які постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, надають перевагу виробництву м'яса ВРХ.

Зміна чисельності поголів'я ВРХ в Україні в бік її зменшення неминуче призводить до скорочення виробництва органічних добрив. Внаслідок цього знизилася кількість їх внесення в ґрунт, що в свою чергу веде до різкого падіння урожайності, і в результаті – до зменшення валового збору сільськогосподарської продукції.

Виробництво молочної продукції в Україні є однією з важливих складових частин продовольчого комплексу, яке на даному етапі теж не відповідає сучасним вимогам. Як свідчать дані табл.3, продуктивність молочного стада за останні роки знизилася у господарствах суспільного сектора. Для цього є багато причин: низька зацікавленість робітників в результатах праці, відсутність державного фінансування і непривабливість цієї сфери діяльності для приватного підприємства, що перебиває доступ в систему приватного капіталу.

Набагато кращі показники можна спостерігати у приватному секторі. Продуктивність там залишилася майже на такому ж рівні. Необхідно також підкреслити, що Україна значно відстає за рівнем продуктивності молочного скотарства від розвинених країн світу. При середній молочної продуктивності 2,6 тис. кг на корову Україна відстає за цим показником, майже вдвічі від країн Європи у яких молочно продуктивність складає більш ніж 4,4 тис.кг на корову. В країнах з високорозвинутим скотарством вона є набагато вищою (у Великобританії - приблизно 5,5 тис., у Данії – 6,6 тис., Нідерландах – 6,5 тис.кг).

Успішність функціонування галузі скотарства знаходиться у прямому зв'язку від ряду факторів:

- стан генофонду популяції худоби;
- рівень годівлі тварин;
- людський фактор.

В свою чергу на вище перераховані фактори здійснюють вплив:

- організаційно-економічний механізм галузі;
- фінансовий стан галузі;
- системи організації і оплати праці;
- стан інфраструктури галузі (наявність консалтингових фірм);
- ціноутворення і можливості збуту продукції (маркетинг);
- кон'юнктура ринку;
- макроекономічні фактори;
- соціальні фактори і т.д.

Одна з головних причин зниження продуктивності тваринництва – погіршення стану власної кормової бази та зниження використання основних видів кормів.

Корми використовуються головним чином на підтримку життєдіяльності поголів'я, а не на збільшення виробництва молока. Незважаючи на те, що в Україні виробляється на душу населення кормового зерна більш ніж у європейських країнах, виробництво м'яса і молока на душу населення у нас менше, ніж у цих країнах. В результаті затрати кормів у кормових одиницях у розрахунку на 1 тонну молока в Україні в 1,5-1,8 рази вище у порівнянні з розвинутими країнами світу.

Існування нерациональних структур і технології годівлі тварин в свою чергу викликана неправильною структурою кормовиробництва. Практично не культивуються багаті на білок цінні кормові культури: соя, рапс, багаторічні трави, недостатньо посівів азотнакопичуючих зернобобових а інших ефективних і використовуваних у світовій практиці культур.

Побудова раціональної системи кормовиробництва передбачає насамперед економічну оцінку культури кормів. Аналіз економічної оцінки кормових культур в господарствах Сумської області показав, що найбільш ефективним за виходом кормових одиниць і перетравного протеїну з 1 га посіву є кукурудза молочно-воскової стиглості та ячмінь. Менший вихід кормових одиниць має горох, але він дає у 2 рази більше перетравного протеїну у порівнянні із зерновими культурами.

Таблиця 1

Витрати кормів

	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999
Господарства усіх категорій							
Всього кормів	4026	4057	2878	2576	2238	2087	1836
У т.ч. концентров.	1107	1291	826	648	505	487	443
В-ти кормів у розрах. на 1 умовну голову ВРХ, ц	32,40	34,10	31,72	30,40	29,55	31,32	29,57
Сільгосппідприємства							
Всього кормів	3092	3190	2007	1713	1405	1268	1008
У т.ч. концентров.	857	990	542	371	242	232	186
В-ти кормів у розрах. на 1 умовну голову ВРХ, ц	31,24	34,17	30,59	28,64	27,15	29,39	26,18

За даними Інституту кормів УААН, введення в раціон подрібненого зернофуражу із качанів кукурудзи і вологого зерна забезпечує середньодобовий приріст молодняка ВРХ на відгодівлі 1140-1500 г, збільшує надой молока на корову – 20-32 кг на добу.

В Україні для забезпечення кормової бази тваринництва використовується майже 2/3 посівів площі та 7,8 млн.га природних угідь, які разом займають 2/3 площі сільгоспугідь. Водночас продукти тваринництва становлять лише 21 % у структурі харчового раціону населення. Безумовно, встановлення економічно доцільних й екологічно виважених співвідношень між галузями, раціоналізація структури сільського господарства, зокрема тваринництва, на засадах еколого-економічної концепції, набуває важливого значення.

Вирішення проблеми забезпечення худоби дешевими і повноцінними кормами не можна здійснити на підставі якого-небудь окремого заходу. При цьому особливу увагу необхідно звертатися на скорочення дефіцитного кормового білка, оскільки білкова незбалансованість раціонів приводить до регулярного недобору продукції тваринництва, збільшення її собівартості і витрат кормів. Тому питання подальшого збільшення виробництва продукції тваринництва повинні перш за все вирішуватися у невідривному зв'язку з якісним покращанням кормів, тобто підвищенням їх біологічної повноцінності.

Як було відмічено раніше, існуючий в Україні організаційно-економічний механізм галузі скотарства працює недостатньо ефективно і без урахування екологічних факторів.

Для підвищення ефективності виробництва продукції скотарства в радіоактивно забруднених господарствах Сумської області необхідно здійснити ряд заходів:

1. Зупинити зменшення поголів'я худоби в усіх формах господарств.
2. Особливу увагу в зоні радіоактивного забруднення звернути на розвиток особистих підсобних господарств населення, де за останні три роки спостерігалось значне збільшення поголів'я ВРХ.
3. Для зміцнення кормової бази сільськогосподарським підприємствам необхідно збільшити посівні площі багаторічних трав, зернових, зернобобових та кормових культур.
4. Внести в організаційно-економічний механізм галузі скотарства такі елементи сучасної інфраструктури, як:
 - фірми з продажу племінної худоби;
 - організації, що здійснюють контроль молочної продукції;
 - організації, що ведуть ціновий моніторинг;
 - консалтингові фірми, що можуть бути створені на базі сільськогосподарських вузів;
 - фірми інформаційного обслуговування господарств.

Таким чином, проведення організаційно-економічних заходів з урахуванням екологічних факторів буде сприяти збільшенню виробництва екологічно-чистої продукції скотарства та підвищенню її ефективності в умовах радіоактивного забруднення території Сумської області.

Соціально-економічні аспекти розвитку галузі сільського господарства на радіаційно забруднених землях

УДК 631.563 : 658.562 : 632.118.3

ОСОБЛИВОСТІ ЗБЕРЕЖЕННЯ КОНКУРЕНТОСПРОМОЖНОСТІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНОЇ ЗОНИ

Л.Д. Павловська

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Обґрунтована необхідність закріплення позицій підприємств АПК зони радіаційного забруднення на ринках сільськогосподарської продукції, розкриті особливості та стратегія збереження і росту конкурентоспроможності підприємств на прикладі конкретного підрозділу агропромислового комплексу.

Однією з головних рушійних сил ринкової економіки є конкуренція між виробниками за право продати товар споживачу. На світових товарних ринках кожен товаровиробник змушений вести боротьбу за споживачів. Як правило, певний вид товару одночасно пропонується багатьма постачальниками на рівних чи відмінних економічних умовах. Споживач надає перевагу найбільш конкурентоспроможному товару, тобто такому, який на одиницю своєї вартості задовольняє більше потреб та який відповідає вищим якісним характеристикам порівняно з товарами конкурентів. Конкуренція відіграє вирішальну роль у підвищенні якості продукції, робіт та послуг, зниженні виробничих витрат, впровадженні новачій.

На сучасному етапі розвитку України виникла об'єктивна необхідність у збереженні конкурентоспроможності національної сільськогосподарської продукції з метою недопущення втрати вітчизняними товаровиробниками своїх місць на аграрних ринках в середині країни та за її межами. Під конкурентоспроможністю розуміють здатність підприємств виробляти продукцію, що користується попитом на ринку, брати участь у боротьбі за покупців та знаходити можливості збільшення своєї частки на ринку.

В особливо скрутному становищі опинились сільськогосподарські підприємства зони радіаційного забруднення, які мають суттєвий вплив на виробництво продукції сільського господарства в Україні. Серед проблем збереження ринкових позицій для підприємств цієї зони на першому місці знаходиться проблема екологічного розвитку, оскільки це основа і гарантія збереження здоров'я та життя більшої частини населення України.

Значним стимулом розробки теоретичних основ екологічного розвитку стали рішення конференції ООН по навколишньому середовищу і розвитку (Ріо – де – Жанейро, 1992). Проголошена на ній необхідність переходу світової спільноти до нової моделі розвитку цивілізації - стійкого екологічно збалансованого розвитку – має безпосереднє відношення і до України, територія якої в межах 20 %, або 130 тис. кв. км, за даними Держкомгеології, забруднена радіоактивними ізотопами цезію.

Ідеологія екологічного розвитку поступово посідає важливе місце у формуванні менталітету української нації. Тільки за роки незалежності на вирішення чорнобильських проблем наша країна витратила майже 5 млрд. доларів США. Попри контрзаходи, що вживаються впродовж 15 років після аварії, значно зросла кількість потерпілих внаслідок Чорнобильської катастрофи, серед проживаючих на радіаційно забрудненій території здоровими визнано лише 11 – 15 % осіб (за даними Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської

катастрофи). За тими ж джерелами 90 – 98 % населення забруднених територій отримує основне дозове навантаження за рахунок внутрішнього опромінення від споживання продуктів харчування місцевого виробництва, особливо молока і м'яса.

Всі ці особливості зони радіаційного забруднення на фоні значних економічних перетворень накладають свій відбиток на методи, прийоми, заходи щодо збереження та зростанню конкурентоспроможності сільськогосподарської продукції постчорнобильської зони.

За класиком теорії конкурентної боротьби Майклом Портером, професором Гарвардської школи бізнесу, загальні стратегії конкуренції визначають три основних напрямки: 1) лідерство у зниженні витрат; 2) диференціація; 3) фокусування, або особлива увага.

Для виконання першої вимоги підприємство має утримувати витрати на більш низькому рівні порівняно з конкурентами.

Щоб забезпечити диференціацію, підприємство повинно запропонувати щось унікальне в якомусь певному аспекті, що вважається важливим для більшості потенційних споживачів.

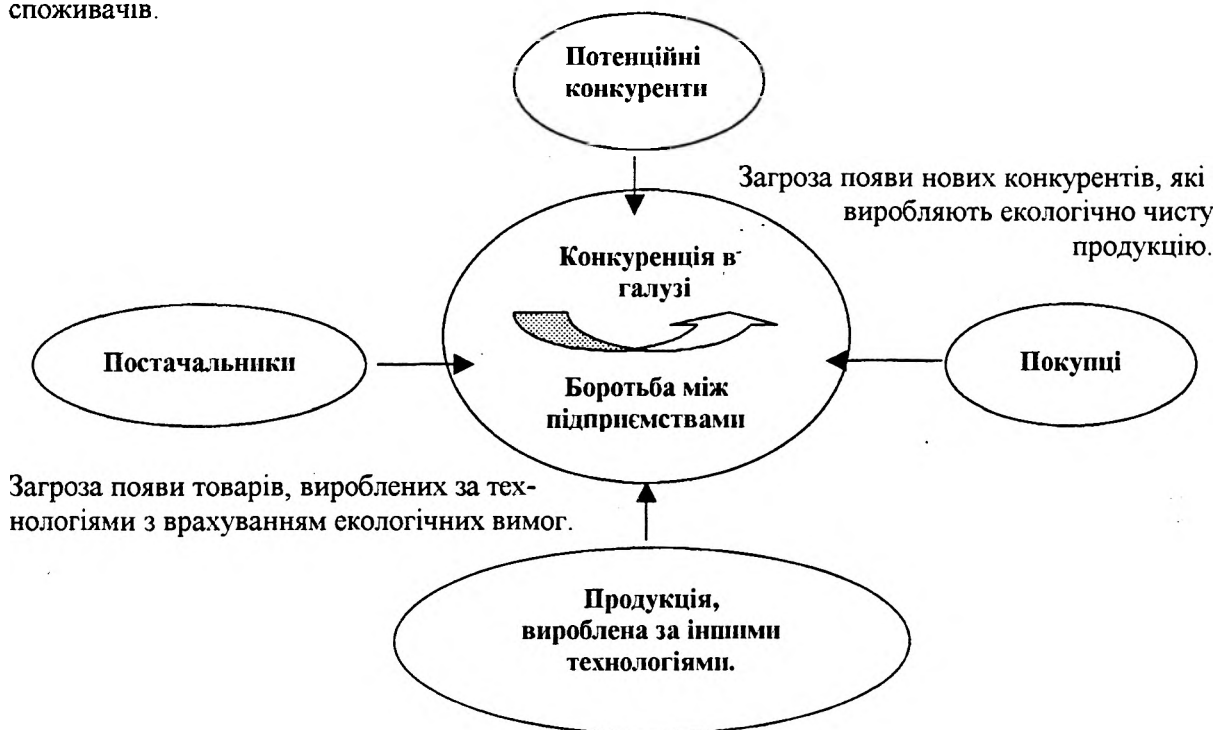


Рис. 1. П'ять складових конкуренції в зоні радіаційного забруднення.

Третій різновид стратегії полягає у виборі сегменту галузевого ринку і обслуговуванні його краще та ефективніше порівняно з конкурентами.

М. Портер виділив п'ять сил конкуренції, які визначають рівень прибутку в галузі, а саме: 1) проникнення нових конкурентів; 2) загроза появи на ринку товарів, вироблених за іншими технологіями; 3) можливості покупців; 4) можливості постачальників; 5) конкуренція між підприємствами, які уже працюють на ринку.

У зоні радіаційного забруднення доцільно виходити з пріоритетності екологічного над економічним. В цих умовах можливі два варіанти економічного розвитку з позицій конкурентоспроможності:

1. Фокусувати увагу на виробництві екологічно чистої продукції, що природно і закономірно, виходячи з основних завдань розвитку цієї зони:

а) виробляти продукцію, яка не накопичує радіонуклідів;

б) з допомогою спеціальних заходів зменшувати надходження радіаційних елементів в кінцеву продукцію, забезпечивши цим вміст шкідливих елементів в межах встановлених норм.

2. Пріоритети надавати підвищенню економічної ефективності виробництва продукції (зменшувати витрати на її виробництво, збільшувати прибутковість), а екологічності виробництва надавати другорядне значення.

У зв'язку з вищенаведеним п'ять складових конкуренції, визначені М.Портером, набувають специфічних властивостей, пов'язаних з екологічним фактором. Тому структурна схема складових конкуренції, які визначають прибутковість галузі чи підприємства в зоні радіаційного забруднення, приймає такий вигляд (рис. 1):

Оцінка конкурентоспроможності проведена на прикладі хмелепродукції БАТ "Укрхміль", в основі якої знаходиться хміль – одна з найбільш важливих поліських культур, яка коренево не накопичує радіонукліди і відіграє надзвичайно важливу роль в економіці регіону. Вирішальними факторами, що формують високу конкурентоспроможність фірми, є переваги її товару над товарами конкурентів та нижчі витрати і, відповідно, ціни. Ці фактори в сукупності визначають лідируючу конкурентну позицію фірми серед конкурентів.

Для аналізу конкурентоспроможності хмелепродукції БАТ "Укрхміль" порівняємо її з хмелепродукцією основних конкурентів підприємства на українському ринку хмелю – компаніями "Joh. Barth & Sohn" (Німеччина), "Morris Hanbury" (Великобританія), "Nopurion" (Чехія).

Методика визначення конкурентної позиції підприємства на ринку включає такі основні кроки:

1) Виділяють ключові споживчі властивості (ознаки), які привертають увагу покупців. Для продуктів переробки хмелю це шість ознак: якісні характеристики, а саме вміст альфа-кислоти, необхідних гірких речовин, вологість, засміченість продукції (Я); ціна (Ц); умови та строки поставки продукції (П); види хмелепродукції – екстракт хмелю, гранули хмелю, пресований хміль чи хміль-сирець (В); сорт хмелю – ароматичний чи гіркий (С) та імідж фірми (І). 2) Визначають відносне значення ознак у формуванні в покупця рішення про покупку (a_i), де i – індекс ознаки. Для основних покупців хмелепродукції відносне значення буде таким: (Я) – 0,30, (Ц) – 0,25, (П) – 0,17, (В) – 0,13, (С) – 0,08, (І) – 0,07. 3) Ранжирують фірми послідовно за кожною ключовою ознакою окремо. Ранг $\rho_{ij} = 1$ присвоюють фірмі j , якщо за ознакою i вона переважає всіх конкурентів, $i \rho_{ij} = 4$, якщо вона поступається всім конкурентам. Усі інші конкуренти отримують відповідні проміжні значення рангів $\rho_{ij} = 2,3$.

Для кожної фірми визначають середній ранг за формулою:

$$m=6$$
$$\rho_{cp} = \sum_{i=1}^6 a_i \rho_{ij} \quad (1), \text{ де } \rho_{cp} - \text{середній ранг, } a_i - \text{відносне значення ознаки, } \rho_{ij} - \text{ранг фірми за ознакою } i;$$

а конкурентоспроможність виробу за формулою:

$$\text{КСПР} = (p_{\max} - p_j) / (p_{\max} - 1) \quad (2),$$

де КСПР – конкурентоспроможність виробу, $p_{\max}$ – максимальний середній ранг фірми – аутсайдера, p_j – ранг фірми, для якої визначають конкурентоспроможність.

У жорсткій конкурентній боротьбі найперше завдання підприємств – вижити, не загинути, проіснувати якнайдовше. Для цього підприємству потрібно, насамперед, якнайдалі відійти від зони, де зосереджено загрози для її існування. Ця зона зайнята аутсайдерами конкурентної боротьби, тобто завдання підприємства – обійти якомога більше конкурентів, залишити їх позад себе. Значення у формулі (2) саме й показує максимальне число конкурентів, яких можна обійти. А чисельник показує, яка кількість конкурентів залишилась фактично позаду фірми.

Якщо підприємство перше серед конкурентів, то КСПР = 1, а якщо останнє, то КСПР = 0. Показник КСПР може мати значення у межах $0 \leq \text{КСПР} \leq 1$.

Описана методика дає можливість одночасно визначити конкурентоспроможність виробів не тільки свого підприємства, а й усіх конкурентів.

Результати визначення конкурентоспроможності хмелепродукції БАТ "Укрхміль" та основних його конкурентів отримані згідно з зазначеною методикою, розміщені в таблиці 1.

Найбільш конкурентоспроможною хмелепродукцією на ринку України є продукція компанії "Joh. Barth & Sohn" (КСПР = 0,84). Біля 50 % хмелю ароматичного і гіркого пивзаводи України змушені купувати в Німеччині, тому що якість німецького гранульованого хмелю краща, ніж українського, а ціни нижчі. Український хміль хоча й відноситься до

ароматичного сорту, але в процесі вирощування, збору та переробки в гранули втрачає весь аромат і у виробництві пива використовується переважно як гіркий.

“Morris Hanbury” та “Норюніон” є також значними імпортерами хмелепродукції в Україні. Однак ці компанії займають менш стійкі позиції через значну територіальну віддаленість, а також через більш високі ціни.

За показником конкурентоспроможності ВАТ “Укрхміль” стоїть на другому місці серед основних постачальників хмелепродукції на ринку України (КСПР = 0,48).

ВАТ “Укрхміль” є єдиним виробником гранул хмелю в Україні, і за часів Радянського Союзу це підприємство змогло створити собі імідж надійного партнера, який підтримує і сьогодні. Крім того, перевагою ВАТ “Укрхміль” є невелика відстань перевезень продукції до пивзаводів та відсутність митних бар’єрів. Українські пивзаводи вибирають вітчизняний хміль і тому, що він є, в переважній своїй більшості, хмелем ароматичних сортів, який надає пиву неповторного смаку.

Таблиця 1.

Конкурентоспроможність хмелепродукції ВАТ “Укрхміль” та основних його конкурентів.

Підприємство, фірма	Споживчі властивості і ранги						Середній ранг	Показник конкурентоспро- можності виробу, КСПР.
	Я	Ц	П	В	С	І		
ВАТ “Укрхміль”	3	2	1	4	1	2	2,31	0,48
“Joh. Barth & Sohn” (“Дж. Барт і син”)	1	1	2	1	4	1	1,41	0,84
“Morris Hanbury” (“Морріс Хенбері”)	2	3	4	2	3	3	2,74	0,31
“Норюніон” (“Хоп’юніон”)	4	4	3	3	2	4	3,54	0,00
Значення ознаки, a_i	0,30	0,25	0,17	0,13	0,08	0,07	-	-

Однак хмелепродукція ВАТ “Укрхміль” має і певні недоліки. Насамперед, це невеликий її асортимент. Товариство пропонує пивзаводам лише хміль пресований та гранули хмелю, в той час як з-за кордону завозяться продукти більш глибокої переробки – екстракти та масла хмелю. Пивзаводи переходять на такі продукти переробки, оскільки цього вимагають новітні технології виробництва пива та це є більш вигідним з економічної точки зору. Крім того, вміст альфа-кислоти в українському хмелі приблизно в два рази менший, ніж, наприклад, в німецькому. Все це вимагає пошуку виважених дій, спрямованих на підвищення конкурентоспроможності українського хмелю, насамперед, розширення асортименту хмелепродукції та підвищення її якості.

З метою підвищення прибутків ВАТ “Укрхміль” слід виробляти конкурентоспроможну хмелепродукцію. Беручи до уваги те, що на світовому ринку хмелепродукції більш рентабельною є реалізація продукції глибокої переробки, слід розширити експорт гранул хмелю, який в 1999 році приніс 2,4 % прибутку від реалізації гранул, та скоротити експорт пресованого хмелю, який в 1999 році приніс збиток (102, 9 тис. грн.) при відповідному прибутку від реалізації пресованого хмелю (39, 6 тис. грн.).

У таблиці 2 подані проектні дані збільшення обсягів реалізації на експорт конкурентоспроможних гранул хмелю.

Так, при експорті 60 т гранул хмелю ВАТ “Укрхміль” зможе отримати 222 тис. долл. валютних надходжень, в т. ч. 69, 6 тис. дол. прибутку (що на 67, 5 тис. дол. більше, ніж фактично в середньому за останні 3 роки). Ціна реалізації гранул – 3 700 дол./т – у поєднанні з неціновими заходами системи збуту продукції дасть змогу підприємству успішно конкурувати на світовому ринку.

Таблиця 2

Перспектива реалізації конкурентоспроможної продукції ВАТ “Укрхміль” на зовнішній ринок:

Показники	Одиниці виміру	В середньому за 1997-99 рр.		Пропозиція на 2003 рік.	
		Гранули хмелю	Пресований хміль	Гранули хмелю	Приріст до фактич.
Реалізовано продукції	т	5,2	42,1	60	54,8
Ціна реалізації	долл./ т	1 961	459	3 700	1 739
Виручка від реалізації	тис. долл.	10,2	19,3	222,0	211,8
Собівартість продукції	тис. долл.	8,1	53,8	152,4	144, 3
Прибуток (+) / Збиток (-)	тис. долл.	2,1	- 34,4	69,6	67,5
Рівень рентабельності	Тис. долл. %	26,0	- 64,1	45,7	19,7

Експорт гранул хмелю високої якості має для ВАТ “ Укрхміль ” ряд позитивних сторін, головні з яких такі: 1) як показує практика, реалізація конкурентоспроможної продукції на експорт приносить підприємству значні прибутки; 2) закріплення позиції фірми на зарубіжних ринках сьогодні дасть змогу розширити частку цих ринків в майбутньому за умови нарощування темпів виробництва хмелепродукції.

Таким чином, досліджені особливості закріплення позицій підприємств АПК зони радіаційного забруднення на ринках сільськогосподарської продукції та стратегія збереження і росту конкурентоспроможності в сучасних умовах реформування України.

РОЛЬ ФЕРМЕРСТВА У ФУНКЦІОНУВАННІ АГРАРНОГО СЕКТОРА

Шуткевич О.В.

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Розглядаються характерні риси фермерських господарств, а також основні переваги фермерського господарювання у виробництві сільськогосподарської продукції. Вказуються причини низького рівня розвитку фермерського сектора в Україні та приводиться закордонний досвід.

Відомо, що основою будь-якого матеріального виробництва є виробництво продуктів харчування. Загально відомо також, що їжа - матеріальне джерело життя, і цілком зрозуміло, що за цією логічно об'єктивною неабстракцією всі життєві пріоритети повинні належати виробнику продуктів харчування, тому, хто живить джерело життя. Ступінь цивілізованості країни визначається соціально-економічним становищем селянина. Причому цей лінійний зв'язок не залежить від напрямку орієнтації, способу виробництва, соціалістичного чи капіталістичного. В цивілізованому суспільстві всі працюють на селянина, фермера, забезпечують потреби свого годувальника, а він взаємно задовольняє запити всіх споживачів продуктів, сировини та товарів сільськогосподарського виробництва.

Багата і складна природа самого аграрія. Сільське господарювання - це дар божий, а сільська праця і радісна і творча, якщо вона вільна. Слід також нагадати, що сільський господар має щоденну справу з найскладнішими в біологічному, фізичному, хімічному складі речами - землею та тваринами. А це об'єктивно вимагає, щоб на селі працювали дуже

талановиті та обдаровані люди. Проте склалося так, що в трудове поповнення села складають здебільш молоді люди, які не знайшли застосування своєї робочої сили в інших галузях виробництва.

У процесі реформування аграрного сектора України, здійснення земельної реформи подальшого розвитку набувають селянські (фермерські) господарства. Законодавчою базою для розвитку фермерства стали Закони України: “Про селянське (фермерське) господарство”, “Про пріоритетність соціального розвитку села і агропромислового комплексу в народному господарстві України”, “Про колективне сільськогосподарське підприємство”, “Про внесення змін і доповнень до Закону “Про селянське (фермерське) господарство””, Укази Президента України “Про невідкладні заходи щодо забезпечення громадян земельними ділянками”, “Про невідкладні заходи щодо прискорення земельної реформи у сфері сільськогосподарського виробництва”, “Про оренду землі”, “Про невідкладні заходи щодо реформування аграрного сектора економіки”, декрет Кабінету Міністрів “Про приватизацію земельних ділянок” та інші.

Селянське (фермерське) господарство характеризується як форма підприємництва громадян України, які виявили бажання переважно особистою працею виробляти товарну продукцію, переробляти та реалізовувати її. Тобто, метою діяльності фермера як підприємця є економічна вигода, одержання прибутку чи особистого доходу та задоволення інших економічних та соціальних потреб на основі ініціативної самостійної діяльності. На відміну від інших галузей, підприємницька діяльність фермера безпосередньо пов’язана з володінням чи власністю на землю та її використанням як основного засобу виробництва продукції та джерела одержання доходів.

Характерними рисами фермерського господарства, що відрізняють його від інших організаційних структур, є:

- фермерське господарство – одна з форм підприємництва, що базується переважно на праці членів господарства, якими можуть бути подружжя, їх батьки, діти, що досягли 16 років, та інші родичі, зацікавлених у нарощуванні власності (однак особи, родичі тощо, які працюють за трудовою угодою, не вважаються його членами);
- воно базується на приватній власності на засоби виробництва, результати праці та у значній мірі на землі;
- відсутність чітко вираженого розподілу праці і поєднання в одній особі виконавця, менеджера (управлінця) та підприємця;
- повне самовідтворення у виробничому циклі, що забезпечується результатами господарської діяльності та одержаними доходами;
- поєднання натурального та товарного господарства.

Селянські (фермерські) господарства як одна з рівноправних форм господарювання на селі спрямовують свою діяльність на зміцнення продовольчої бази країни і, здійснюючи виробництво, переробку і збут сільськогосподарської продукції, повинні дбати про раціональне використання земельних угідь, збереження та підвищення родючості ґрунтів; розвиток підсобної діяльності з метою раціонального використання наявних природних і трудових ресурсів; участь працею та коштами в соціальному розвитку села; виховання дітей у традиціях працьовитості, дбайливого ставлення до землі, природи, високої моралі; забезпечення повної зайнятості та одержання прибутку фермерською сім’єю.

З точки зору конкретного фермерського господарства основна мета його діяльності – це економічна вигода, тобто одержання прибутку. Саме цим визначається можливість господарства задовольняти потреби його членів, здійснювати розширене відтворення, саме в цьому проявляються інтереси суспільства, яке зацікавлене в нарощуванні продовольчих ресурсів і поповненні бюджету як держави, так і власника-фермера. Тобто, у фермерському господарстві гармонійно і оперативно поєднуються споживання та нагромадження.

Вище перераховані переваги фермерського господарювання, а разом з цим і переваги приватної форми господарювання над колективною дещо затьмарюються станом, в якому сьогодні опинилось фермерство України. Зокрема, володіючи 5% сільськогосподарських угідь фермерські господарства сьогодні виробляють біля 2% валової продукції сільського господарства, що дає право деяким противникам розвитку фермерського господарювання на селі говорити про неефективність такого господарювання та його недоцільність. Однак, варто згадати, що, по-перше, фермерам виділили не “кращі землі”, по-друге, ні для кого не є

таємницею той факт, що більшість фермерів вимушені приховувати результати своєї діяльності в зв'язку з обтяжливими податками.

В історичному плані малі форми ведення господарства, і особливо типу сімейного (фермерського), офіційна теорія колишнього СРСР відкидала "як не нашу систему господарювання". Реабілітація ідей О.В. Чаянова дала можливість багатьом вченим-аграрникам і практикам всебічно ознайомитись з його працями про селянські господарства, написаними в пору розквіту його таланту. В своїх публікаціях він повністю відкидав постулат про дрібнобуржуазну природу таких господарств. Більше того, він ґрунтовано довів, що мета селянського господарства не зводиться тільки до накопичення прибутку і тому в масі своїй вони не ведуть до переродження в чисто капіталістичні підприємства. Ідея про відродження в нашій країні селянських господарств підкріплюється малознайними словами В.І.Леніна про те, що селянський індивідуалізм соціалізму не шкідливий.

В системі заходів по сприянню створенню нового укладу в селянському господарстві в нашій державі важливе місце повинна знайти організація підготовки фермерів і керівників кооперативних господарств. Практика поглибленого розподілу праці в сільському господарстві, яка базувалась на постулаті праці чисто управлінського і виконуючого, повністю себе дискредитувала. Передбачалось, що складні знання повинні одержувати лише звільнені робітники управління. Тому робітникам масових професій для села в профтехучилищах давались лише вузькі знання з питань технології, управління і організації праці. Думається, що це був один із тих факторів формування відчуження сільських працівників від землі і втрати ними самостійності, який, власне кажучи, і робив їх селянами.

Співставлення нашого негативного досвіду з позитивним досвідом розвитку сільського господарства в західних державах свідчить про те, що на землі повинні працювати, творити і виробляти сільськогосподарську продукцію працівники з універсальною підготовкою, які вміють не тільки виконувати доручення, вказівки і команди професійних управлінців, але й самостійно приймати рішення по широкому колу питань, уособлюючи в собі функції виконавця і управління. Адже фермер західного типу, насамперед, самостійно господарюючий суб'єкт, який приймає і реалізує власні рішення з великого кола питань, а не тільки займається технологією і організацією виробничих процесів, збутом готової продукції, використанням прибутку, веденням фінансового господарства. Витрати на відповідне навчання фермерів на Заході, широка універсализація не є марними. Навпаки, висока ступінь самоуправління фермерських господарств забезпечує ефективність і одночасно високу економічність, тому що все це знаходиться в одних руках і рішення приймаються оперативно, своєчасно, на основі повної інформації. Одночасно слід відзначити, що фермерам в західних країнах не завжди вдається виконувати всі виробничо-господарські функції своїми силами. Дуже часто вони користуються послугами або спеціальних служб в рамках кооперативів або самостійних агросервісних організацій. Не ігнорують вони і консультативну допомогу висококваліфікованих класних спеціалістів з питань технології і економіки ведення господарства, високо оплачуючи їх послуги. У випадках, коли фермери інтегровані договірними відношеннями в будь-якому агропромисловому формуванні, вони одержують від інтеграторів технологічні і інші розпорядження-рекомендації. Проте у всіх випадках, за фермером, і тільки за ним як самостійним товаровиробником і господарем, зберігається не тільки право, але й обов'язок приймати кінцеві рішення і нести за них сувору фінансово-економічну відповідальність.

Планомірне формування фермерсько-кооперативного укладу в нашій країні повинно супроводжуватись практично новою постановкою питання про навчання людей, які виявили бажання самостійно працювати на землі, складній науці господарювання. Нашим селянам-товаровиробникам бракує серйозного запасу знань по такому ж колу питань, як і фермерам на Заході.

Для наступного розвитку фермерства і всього приватного сектора в сільському господарстві необхідне дотримання наступних умов: свобода вибору напряму та виду діяльності; самостійність в організації виробництва, застосуванні методів та засобів господарювання, використанні ресурсів; свобода договірних відносин, вибору партнерів для спільної господарської діяльності; свобода об'єднання в кооперативи, колективи, об'єднання, асоціації тощо; свобода у придбанні необхідних матеріальних ресурсів, оренді землі та засобів виробництва; свобода розпорядження продуктами своєї праці та вибору каналів реалізації,

встановлення цін; свобода у використанні власних прибутків, грошових засобів та формування різних фондів. Особливої уваги для реалізації вказаних умов набуває економічна підтримка, надійний політичний, соціальний та юридичний захист фермерських господарств з боку держави.

ОРГАНІЗАЦІЯ РОЗПОДІЛУ РОБІТ ПОТОЧНОГО РЕМОНТУ АВТОМОБІЛІВ МІЖ ПІДПРИЄМСТВАМИ АПК РАЙОНІВ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ З УРАХУВАННЯМ ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ У РИНКОВИХ УМОВАХ

С.Б. Чичилюк

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Розроблено методику і рекомендації по раціональному розподілу виконання робіт технічного обслуговування і поточного ремонту вантажних автомобілів між підприємствами АПК у ринкових умовах районів забруднених радіонуклідами у межах адміністративного району з урахуванням екологічних чинників в залежності від «граничної» трудомісткості, у якій критерієм оптимальності прийнятий мінімум сумарних витрат на технічну експлуатацію автомобільного транспорту.

Підвищення ефективності роботи автомобільного транспорту, економія усіх видів ресурсів, зниження шкідливого впливу на навколишнє середовище багато в чому залежить від технічного стану рухомого складу.

В даний час коефіцієнт технічної готовності вантажних автомобілів у більшості колективних сільськогосподарських підприємств Житомирської області значно менше запланованого і складає 0,55...0,60.

Одною з основних причин сформованої ситуації є істотне відставання бази по ремонту й обслуговуванню автомобілів.

За даними наших досліджень, у колективних сільськогосподарських підприємствах Житомирської області, балансова вартість її складає усього 2 % від балансової вартості автомобільного парку. Встановлено також порушення пропорції структури ремонтно-обслуговуючої бази. На її активну частину припадає лише 12-16%. У ремонтно-обслуговуючій базі товаровиробника відсутні засоби зменшення техногенного впливу на навколишнє природне середовище. У типових проектах гаражів і майстерних господарств відсутнє устаткування для запобігання забруднення навколишнього середовища технологічними процесами ремонту і ТО автомобілів.

Водночас комплексне забезпечення ремонтно-обслуговуючої бази господарств засобами охорони навколишнього середовища не завжди є доцільним унаслідок низького рівня їхньої використання при високих питомих капіталовкладеннях.

Виходячи з вище викладеного, можна зробити висновок про те, що при виконанні деяких технологічних процесів ТО і ПР, пов'язаних із значними виділеннями шкідливих речовин, необхідна централізація, тому, що при цьому питомі капіталовкладення на очисні споруди істотно зменшуються.

При експлуатації автомобілів у радіоактивно-забруднених регіонах на їх поверхні потрапляють пило-грязеві забруднення, які є носіями радіоактивного забруднення, та змиваючись із них, при проведенні ПР, стають причиною локального забруднення обслуговуючих підприємств радіонуклідами. Причому поглинута доза забруднення зон зовнішньої очистки автомобілів, при використанні методів регенерації миючого розчину, може перевищувати допустимі значення поглинутої дози і спричиняти додаткове опромінення

персоналу. Тому при організації проведення ПР необхідно створювати додаткові структури, які забезпечують утилізацію робочої рідини, гранично-забрудненої радіонуклідами, радіаційний контроль об'єктів і засобів ремонту.

Особливості сільськогосподарського виробництва визначили розвиток виробничо-технічної бази для обслуговування автомобілів за трьома організаційними формами.

Перша форма - коли технічне обслуговування і поточний ремонт проводиться в повному обсязі в комплексних гаражах на місцях збереження автомобілів (децентралізоване обслуговування).

Друга - комплексне централізоване на станціях технічного обслуговування автомобілів (СТОА).

Третя форма - за участю станцій технічного обслуговування автомобілів і ремонтно-обслуговуючої бази товаровиробника (коопероване обслуговування).

Кооперована форма найкраще відповідає специфіці технічної експлуатації автотранспорту в сільському господарстві. З одного боку, вона дозволяє використовувати переваги спеціалізації (висока продуктивність праці за рахунок прогресивних технологій і складного устаткування, підвищення якості виконання ремонтних робіт, зниження вартості технічного обслуговування і ремонту, часу простою й ін.), з іншого, - вона призводить до ліквідації великої частини перегонів автомобілів на СТОА за рахунок організації усунення нескладних відмовлень безпосередньо в господарствах. При правильній організації кооперованого обслуговування істотно скорочується дублювання виробничої бази.

Основною умовою ефективного функціонування кооперованої форми є раціональний розподіл обсягів робіт і функцій між підприємствами товаровиробника і СТОА.

Існуючі методики розподілу ремонтних робіт розроблені без урахування ринкових відносин, пріоритету товаровиробника і ряду інших важливих чинників, у тому числі і екологічних.

Прийняте в останні роки законодавство України: «Закон про підприємництво», «Закон про підприємство», Постанова Кабінету міністрів «Про твердження порядку визначення плати і стягнення платежів за забруднення навколишнього природного середовища України» прямо націлює організацію технічного обслуговування і поточного ремонту на скорочення викидів у навколишнє середовище шкідливих речовин.

Зважаючи на те, що при прийнятті на вищезгаданих ремонтно-обслуговуючих підприємствах технології забезпечують різні питомі викиди шкідливих речовин, урахування екологічних чинників при оптимізації розподілу робіт повинні бути обов'язковими.

З огляду на високу вартість очисних споруд, неоднакові питомі витрати на експлуатацію очисних споруд різної продуктивності, комплексне оснащення всіх ремонтно-обслуговуючих підприємств засобами охорони навколишнього середовища є недоцільним.

Централізація всіх ремонтних робіт, котрі пов'язані з викидами в навколишнє середовище, на СТОА, обладнаних очисними спорудами, не завжди є економічно вигідною. Так, при виникненні відмов першої групи складності, що усуваються заміною легкодоступних деталей без розбирання вузлів і агрегатів, а також відмов, усунення яких вимагає позачергового проведення операцій технічного обслуговування №1, збиток навколишньому середовищу майже не завдається. Централізація цих робіт може призвести до збільшення викидів у результаті транспортування несправних автомобілів до місця ремонту. При виникненні відмов другої групи складності, усунення яких вимагає розкриття внутрішніх робочих порожнин основних агрегатів без їхнього розбирання, збиток, нанесений навколишньому середовищу вже значний, оскільки такі операції вимагають очищення агрегатів.

Однозначно визначити місце виконання таких робіт представляє певну складність і вимагає ретельних розрахунків ефективності їхньої організації на тому, або іншому підприємстві. Відмови третьої групи складності, для усунення яких необхідне розбирання агрегатів або застосування технологічних процесів відновлення деталей який пов'язані зі значними викидами у довкілля шкідливих речовин, комплексного очищення машин і їхніх агрегатів, вузлів і деталей, - доцільно централізувати на СТОА. Це підтверджується Положенням про технічне обслуговування і ремонт рухливого складу автомобільного транспорту агропромислового комплексу, у якому зазначено, що першочергової централізації

підлягають роботи, пов'язані з запобіганням забрудненню навколишнього природного середовища.

Системний підхід до організації кооперованого обслуговування вимагає розгляду всіх чинників, що визначають розподіл робіт, у динаміку розподілу обсягів робіт. За впливом на розподіл робіт ці чинники можна розділити на стимулюючі централізацію технічного обслуговування (ТО) і поточного ремонту (ПР) і стимулюючі виробництво ТО і ПР децентралізовано.

Чинники, що стимулюють централізацію ТО і ПР автомобілів:

1. Потужність СТОА за числом автомобілів, що обслуговуються, у багато разів перевищує потужність гаражу с. - г. підприємства, у результаті чого при централізованому обслуговуванні в порівнянні з децентралізованим досягається:

- скорочення приведених витрат на виробничо-технічну базу;
- більш висока продуктивність праці,
- більш висока якість виконання ТО і ПР, що забезпечує скорочення обсягів ПР і зменшення втрат сільськогосподарської продукції, обумовленої відмовами автомобілів на лінії;
- скорочення простоїв автомобілів у ТО і ПР;
- можливість застосування на СТОА екологічно чистих технологій виконання робіт із ТО і ПР автомобілів.

- кращі санітарно-гігієнічні умови праці.

2. Дефіцит на с.-г. підприємствах кваліфікованого ремонтно-обслуговуючого персоналу й устаткування для обслуговування і ремонту автомобілів. підприємствах кваліфікованого ремонтно-обслуговуючого персоналу й устаткування для обслуговування і ремонту автомобілів.

3. Можливість побіжного заїзду на СТОА.

Чинники, що стимулюють децентралізоване проведення ТО і ПР:

- значні транспортні витрати на доставку автомобілів на СТОА;
- висока неоднорідність структурного складу робіт із відновлення працездатного стану автомобілів;
- значний простій автомобілів у очікуванні обслуговування і ремонту на СТОА.

Розподіл робіт ТР проводиться в дві ітерації. У результаті першої ітерації визначається розмір так званої «граничної» трудомісткості t_m операції ТР, вартість виробництва якої на с.-г. підприємстві і СТОА буде однаковою.

У загальному випадку операції ПР, що мають трудомісткість, меншу «граничної», вигідніше проводити децентралізовано, а трудомісткістю, більше «граничної», - централізовано на СТОА. В другій ітерації порівнянням витрат на виробництво конкретних робіт у господарствах і на СТОА уточнюється їхній розподіл, отриманий у результаті першої ітерації.

Наявність альтернатив при виявленні раціонального розподілу робіт пов'язане з необхідністю кількісної оцінки різноманітних варіантів кооперування за допомогою критерію оптимальності. При вирішенні задач з визначення розміру «граничної» трудомісткості в якості критерію оптимальності прийнятий максимум річного прибутку на спільне виробництво поточного ремонту автомобілів підприємствами товаровиробника і СТОА.

Розрахунки показують, що кооперована схема обслуговування автотранспорту в сільськогосподарських організаціях Полісся України забезпечує в порівнянні з іншими схемами організації найменші витрати на ТО і ПР автомобілів.

Установлено, що зі збільшенням радіуса дії СТОА і розміру автопарку прибуток при виконанні ПР зрушуються у бік підвищення "граничної" трудомісткості, а з підвищенням надійності розмір "граничної" трудомісткості ПР зменшується. Мінімальною "граничною" трудомісткістю ПР є трудомісткість рівна 2 люд.год. Централізація поточних ремонтів трудомісткістю 2 і менше люд.год., що складають понад 40% загального числа заявок і до 10% обсягу ПР, на існуючих СТОА недоцільна, навіть для господарств, що знаходяться в безпосередній близькості від СТОА, оскільки втрати від простоїв автомобілів у чеканні ПР не окуповуються ефектом централізації.

У умовах Полісся України на СТОА доцільно централізувати виробництво поглибленого діагностування, ТО-2, роботи з заміни агрегатів капітально відремонтованими,

поточному ремонту агрегатів із зняттям з автомобіля, розчленуванням і скресанням внутрішніх порожнин, а також ремонтні роботи, що вимагають застосування складного ремонтно-технологічного устаткування.

Розроблена аналітична модель оптимізації поділу обсягів робіт із технічного обслуговування і поточного ремонту автомобілів між СТОА і РОБ товаровиробника комплексно враховує віддаленість господарств від СТОА і техніко-економічні показники роботи підприємств обслуговування автомобілів у динаміці розподілу обсягів робіт. Вона дозволяє одержати оптимальний варіант кооперування, що забезпечує високий рівень технічної готовності автомобільного транспорту, екологічну безпеку технологічних процесів ТО і ПР, мінімальні витрати матеріальних і трудових ресурсів, забезпечуючи максимальний прибуток підприємств.

За проведеними розрахунками, раціональна організація проведення ТО і поточного ремонту у порівнянні із існуючою створює економічний ефект 127...205 грн. на один автомобіль району.

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ДОСЛІДЖЕННЯ КОН'ЮНКТУРИ РИНКУ ЦУКРУ

Варченко О.М.

Україна, Білоцерківський державний аграрний університет

Обґрунтовано методичні підходи до дослідження кон'юнктури ринку цукру. Визначено фактори, які формують і визначають попит і пропозицію на цукор.

Сучасні умови функціонування підприємства на ринку вимагають від нього застосування інструментарію маркетингу. Це обумовлено тим, що знання і використання сучасних методів вивчення ринку, постійний аналіз нужд і потреб споживачів, прогнозування їх, оцінка товарної пропозиції ринку і діяльності конкурентів забезпечують комерційний успіх на ринку.

Центральним блоком структури маркетингового дослідження є комплексне дослідження ринку. На думку автора, дослідження ринку цукру доцільно проводити за двома напрямками: вивчення кон'юнктури ринку та особливостей маркетингової діяльності на ринку. Аналіз кон'юнктури ринку цукру необхідно починати з оцінки попиту та пропозиції на цукор.

Під попитом на технічну сировину та продукцію переробки буряко-цукрової галузі можна розуміти потребу для задоволення продовольчих, фуражних, насінневих та технічних цілей, а також для створення і поповнення необхідних фондів і запасів (насінневих, інтервенційних, страхових та ін.). Потреба визначається на конкретний період у відповідності до встановлених норм харчування населення, використання цукру для переробки на нехарчові цілі (виробництво вин, ліків, горілки та виробництво вибухових речовин) і формуванням необхідних запасів. Це якраз і складає внутрішній попит на цукор.

Потреба в цукрі для здійснення експортних операцій у відповідності до укладених зовнішньоторговельних контрактів, зобов'язань держави з міждержавних угод формує зовнішній попит. Розмір внутрішнього нормативного і зовнішнього попиту на цукор визначає обсяги сукупного попиту:

$$P_c = P_{вн} + P_{з.}$$

Нормативи споживання цукру на продовольчі та нехарчові цілі залежить від рівня соціального, економічного, науково-технічного розвитку країни, національних особливостей харчування населення.

Так, абсолютна величина споживання цукру у розрахунку на душу населення в останні роки складала близько 32 кг за рік проти 38,3 кг науково обґрунтованих норм

споживання. Виходячи із вищесказаного, можна оцінити раціональний попит у країні. Кількісним вираженням попиту, який склався на ринку цукру, є фактичне споживання цукру (Вф). Співставлення фактичного витрачення цукру із сукупним або раціональним попитом визначає нераціональний попит (Пн):

$$\text{Пн} = \text{Вф} - \text{Пс} \text{ або } \text{Пн} = \text{Вф} - \text{Пр}.$$

Реалізація попиту на цукор в умовах ринкової економіки визначається купівельною спроможністю покупців: держави як крупного оптового покупця цукру, заготівельних, посередницьких організацій і промислових підприємств, а також населення як кінцевого покупця продуктів харчування.

Пропозиція – це наявний обсяг цукру, який може бути використаним в країні та за її межами для задоволення потреби в ньому. Основною його складовою є обсяг виробництва цукру (ОВ); дві інші складові – це запаси на початок року (Знр) та імпорт (І). Їх загальний обсяг характеризує сукупну пропозицію (Прс):

$$\text{Прс} = \text{ОВ} + \text{Знр} + \text{І}.$$

Сукупна пропозиція може бути більша, менша або дорівнювати сукупному попиту. У першому випадку одержимо пропозицію із надлишком, у другому – незадовільнений попит, у третьому – відповідність попиту і пропозиції. У будь-якому випадку необхідно визначити у загальному обсязі задовільненого попиту питому вагу власного виробництва, імпорту та частку, яка задовольняється за рахунок скорочення запасів.

Пропозиція також має товарну форму. Обсяг товарної пропозиції визначається наявністю товарних запасів і обсягів реалізації цукру товаровиробниками. На рівні міжрегіонального обміну товарна пропозиція для вивозу за межі регіону.

Дослідження попиту і пропозиції на цукор повинно включати в себе вивчення таких питань: сегментація ринку; визначення факторів попиту і пропозиції, виявлення незадовільного попиту і встановлення відповідності матеріально-технічної бази цукрового виробництва можливостям задоволення сукупного попиту на цукор.

Сегментація ринку цукру – це його поділ на групи у відповідності із особливостями попиту або пропозиції, які ґрунтуються на використанні різних критеріїв. Її мета – визначити цільові сегменти, для яких повинна бути вироблена своя маркетингова стратегія та визначена місткість.

Сегментація ринку цукру по споживачах доцільно проводити за такими критеріями: територіальному, напрямкам використання продукції, тип продукту. Територіальна сегментація передбачає ділення ринку на внутрішній і зовнішній (окремі країни, регіон, область). Поділ ринку споживачів за типом продукту – визначення вимоги до якісних параметрів продукту. Сегментація за характером використання ділить ринок на продовольчі нужди та споживачів, які використовують на не харчові цілі.

Всі ці сегменти взаємопов'язані між собою і повинні розглядатися як єдине ціле. При цьому сегментація за типом продукту і сегментація за напрямками використання повинна диференціюватися більш детально із врахуванням технологічної якості цукру. Важливим напрямком дослідження є поділ ринку цукру за виробниками із врахуванням їх організаційно-правової форми господарювання, виробничим потужностям.

За кожним сегментом ринку необхідно визначити місткість, яку доцільно розраховувати за 2 показниками: абсолютному обсягу цукру і обсягу його товарної частини. Для розрахунку місткості сегменту використаємо наступну формулу:

$$\text{М} = \text{З} + \text{ЗЗ} + \text{В} + \text{І} - \text{Е},$$

де: М – абсолютна (товарна) місткість ринку;

З – наявність цукру (товарних запасів) на початок року;

В – обсяги виробництва (реалізації) цукру в поточному році;

ЗЗ – зменшення (збільшення) наявності зерна (товарних запасів) до кінця року;

І – імпорт цукру (ввезення в регіони);

Е – експорт цукру (вивезення із регіону).

Місткість сегменту розраховується в натуральних показниках в розрахунку на календарний або господарський рік. При розрахунку цього показника необхідно врахувати наступні умови:

а) всі складові показники даної формули за виключенням обсягу виробництва повинні складатися із 2-х частин: власне цукор і продукти його переробки;

б) товарні запаси які знаходяться на зберіганні в процесі товарообігу формуються із запасів товаровиробників цукру, продавців, посередників і споживачів.

Необхідно зазначити, що попит і пропозиція на цукор не є стабільними. Вони змінюються під впливом цілого ряду факторів, які самі знаходяться в постійному русі. По кожному сегменту ринку необхідно виявити ці фактори, тенденції і причини їх зміни. Усі фактори в тій чи іншій мірі, які впливають на обсяги попиту на цукор, можна об'єднати в чотири групи: фізіологічні, економічні, організаційно-технологічні та політичні.

До групи фізіологічних факторів можна віднести чисельність населення і рівень споживання цукру та продуктів, які містять цукор, на душу населення. Ці фактори можуть бути деталізованими, за віковим складом населення, територіями, національними особливостями харчування та іншим.

Економічні фактори формування попиту на цукор обумовлені рівнем доходу населення, їх часткою, що направляється на продовольство, рівнем цін на продукти харчування, системою державної соціальної та економічної підтримки споживачів. Сюди ж необхідно віднести і зовнішньоторговельну діяльність держави, яка може вплинути на обсяги експорту цукру.

Група організаційно-технологічних факторів формування попиту на цукор пов'язана із якісними характеристиками сировини та одержаної з неї кінцевої продукції, рівнем технології його переробки, організацією торгівлі цукром та інші. Ці фактори визначають розміри сукупного і незадоволеного попиту на цукор через норми його споживання і витрати на виробництво одиниці кінцевої цукровмісної продукції, структуру і обсяги купівлі цукру та цукровмісної продукції.

Розміри сукупного попиту на цукор можуть формуватися і під впливом політичних факторів. Це може бути гуманітарна допомога країнам, які ведуть військові дії, або тим, що зазнали стихійного лиха.

Пропозиція цукру також знаходиться під впливом цілого ряду факторів, які можна об'єднати в декілька груп. На обсяг виробництва цукру впливають агротехнічні, технологічні, організаційно-економічні та природнокліматичні фактори (рис. 1).

Агротехнічні фактори пов'язані із виведенням нових сортів цукрового буряку і освоєнням сівозмін, площами розміщення в них посівів цукрових буряків, питомою вагою сортових посівів і районованих сортів, якістю посівного матеріалу. Вважаємо, що ці фактори в основному визначають результативні показники, точніше рівень урожайності цукрових буряків.

Технологічні фактори включають в себе забезпеченість бурякоцукрової галузі посівною і збиральною технікою, машинами і обладнанням для внесення мінеральних добрив, хімічних засобів захисту рослин, їх технічним станом, рівнем комплексної механізації вирощування цукрових буряків. Важливими факторами оцінки технічного стану цукрової галузі є: наявні виробничі потужності та рівень їх використання, рівень зношеності та оновлення.

В умовах ринкових відносин істотно підвищується роль економічних і організаційних факторів. До них відносять прибутковість і рівень рентабельності виробництва, можливість здійснення відтворювального процесу, інформованість про попит на зерно і рівень ринкових цін в прогнозованому році, гарантії збуту цукру.

Кількість опадів і температурний режим в окремі фази вегетації цукрових буряків, поширення шкідників і хвороб цієї культури формують групу природнокліматичних факторів; впливають на стан посівів, рівень урожайності, якісні показники цукрової сировини.

Обсяги запасів цукру обумовлені наявністю складських приміщень для зберігання, умовами зберігання, наявністю фінансових коштів для створення інтервенційних, страхових та інших фондів, наявністю вільних ресурсів цукру.

Вплив окремих факторів на розмір пропозиції цукру та попиту піддається оцінці і дає можливість встановити прогнозований рівень цих параметрів.

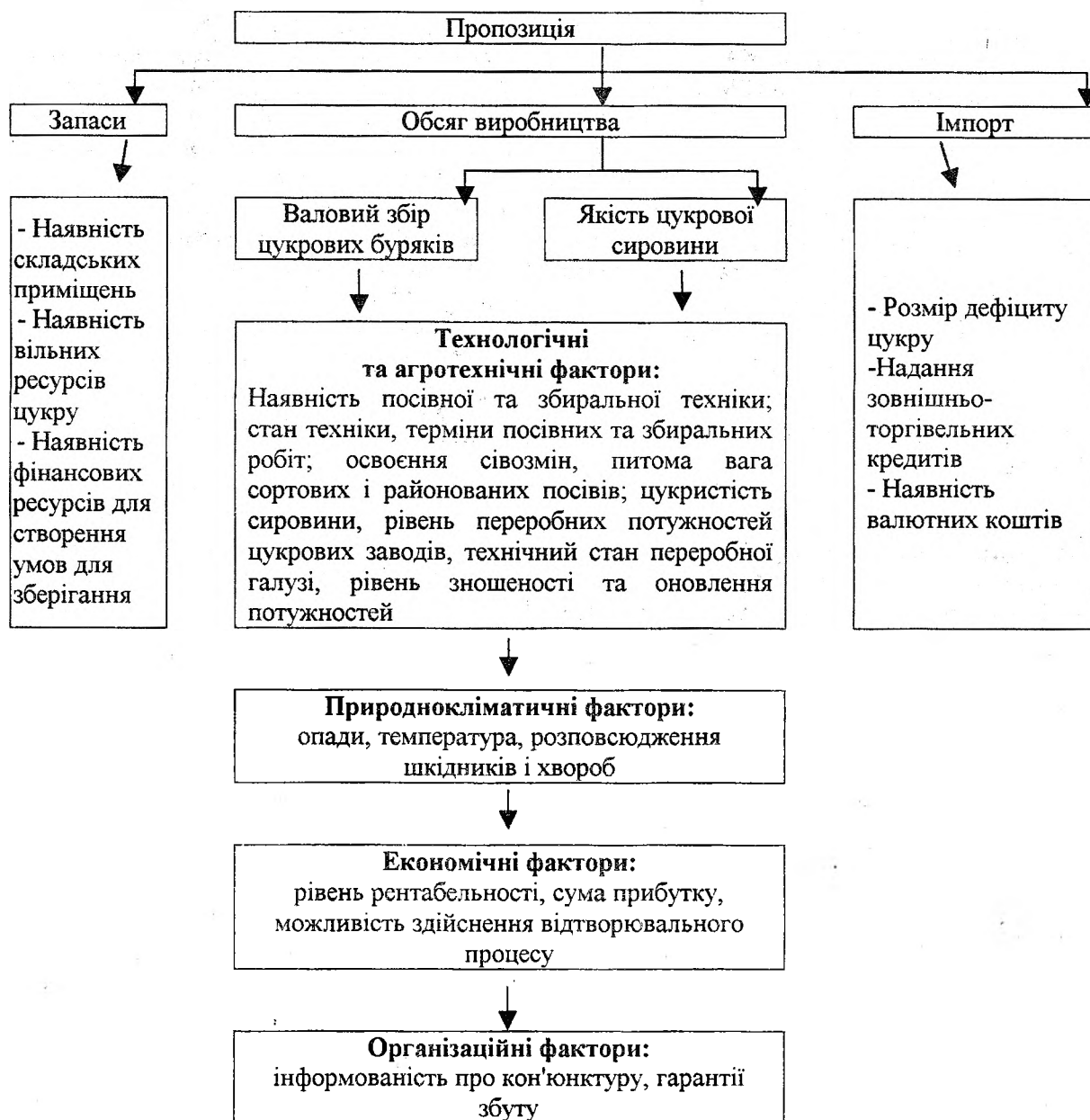


Рис. 1. Фактори, що формують пропозицію цукру на ринку

Для виявлення причин незадовільного попиту на цукор (за абсолютними обсягами) доцільно провести дослідження стану бурякоцукрової галузі. Це дослідження включає в себе як аналіз показників обсягів виробництва цукрових буряків і цукру, так і аналіз показників матеріально-технічної бази бурякоцукрової галузі.

Аналіз показників обсягів виробництва цукрових буряків і цукру включає в себе вивчення тенденцій зміни посівних площ, урожайності та валового збору цукрових буряків, їх розміщення по регіонах країни і категоріям господарств, якісних параметрів цукрової сировини, наявними переробними потужностями, рівнем їх використання та показниками вилучення цукру.

Для характеристики матеріально-технічної бази бурякоцукрової галузі слід використати такі показники, як навантаження площі посіву на одиницю сільськогосподарської техніки (трактор, сівалка, бурякозбиральний комбайн), наявність приміщень зберігання сировини для переробки, внесення мінеральних добрив на 1 га посіву, використання хімічних засобів захисту рослин, рівень зношеності переробних потужностей цукрових заводів, стан технічного рівня. Для більш повного аналізу рівня стану матеріально-технічної бази

бурякоцукрового виробництва необхідно співставити його із нормативним рівнем, рівнем зарубіжних країн і з потребою в ресурсах для забезпечення необхідного обсягу виробництва. Отже, попит і пропозиція – основні категорії, співвідношенням яких визначається стан ринку: його збалансованість, дефіцитність чи ненасиченість. Відповідно до стану ринку використовують різного роду механізми його регулювання.

ОСОБЛИВОСТІ ВИРОБНИЦТВА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ В ЗОНІ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Т.М. Паламарчук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Зона дев'яти радіаційно забруднених районів – один з важливих регіонів Житомирської області. Розглянуто особливості виробництва сільськогосподарської продукції, обґрунтовано перспективні форми господарювання та шляхи соціально-економічного відновлення постраждалих районів Житомирського Полісся.

Житомирська область - одна з найбільших областей України, посідає п'яте місце в державі. Її загальна площа складає 2983 тис. га, з яких 1595 тис. га займають сільськогосподарські угіддя. Площа ріллі становить 1104 тис. га, родючість якої - 49 балів.

Вигідне фізико-географічне та економічне розташування, розгалужена мережа шляхів сполучення, багаті природні ресурси, інтенсифікація аграрної сфери сприяють життєвій та господарській діяльності, розвитку різних галузей багатокладної економіки області.

Аварія на Чорнобильській АЕС завдала надзвичайно велику екологічну та економічну шкоду Житомирській області. За рівнем забруднення радіонуклідами (цезієм-137, стронцієм-90) область належить до найбільш постраждалих регіонів України. Забрудненість території дев'яти радіаційно забруднених районів до площі області становить 53,8 %, або 1609 тис. га. Виведено із обігу 63,6 тис. га сільськогосподарських угідь.

Згідно зданими статистичної звітності на радіоактивно забрудненій території станом на 1 січня 2000 р. розташовано 703 населених пункти, з яких посиленого радіоекологічного контролю – 364, гарантованого добровільного відселення – 293 і обов'язкового відселення – 46.

Зона радіаційного забруднення – важливий регіон для області. В ньому проживає 381,7 тис. чол., що становить 26,6 % населення області. Питома вага вартості валової продукції забруднених районів в загальному обсязі області у 1999 р. становила 33 %. В регіоні зосереджено 32 % посівних площ сільськогосподарських культур, 39 % поголів'я великої рогатої худоби, виробляється 35 % м'яса великої рогатої худоби.

Наслідки аварії значно ускладнили ситуацію в економіці постраждалих районів. Економічною особливістю виробництва сільськогосподарської продукції в регіоні є недостатнє трудозабезпечення, трансформація землекористування, порушення виробничо-економічних зв'язків, структури сільськогосподарського виробництва, зміни натурально-вартісного складу товарної продукції, реформування організаційної структури аграрного виробництва та ін.

Сучасна демографічна ситуація в сільській місцевості досліджуваного регіону характеризується скороченням чисельності населення, зниженням тривалості життя, підвищенням показників захворюваності, смертності і зниженням народжуваності, старінням трудових ресурсів, збільшенням навантаженості на працюючих. Так, в 1999 р. народилось на 36,4 % менше, а померло на 45,4 % більше, ніж у 1986 р. В цілому по зоні радіаційного забруднення особи старше працездатного віку складають 28,7 %, а в деяких районах й більше, а саме: в Народицькому – 42,8 %, Коростенському – 36,1 %, Овруцькому – 32,6 % від загальної чисельності населення. У 1999 р. частка працездатного населення досягала 51,5 %. На кожному

тисячу працездатних припадає 943 непрацездатних, в т.ч. 385 – допрацездатного та 558 старше працездатного віку.

За 15 років, що минули після аварії на Чорнобильській АЕС, в регіоні відбулася переорієнтація виробництва, яка визначилась в обмеженні вирощування продовольчих культур (овочів, картоплі, товарного зерна) та розширенні посівів кормових культур. Так, в 1999 р. порівняно з 1986 р. площа зернових культур скоротилась на 87,5 тис.га, або на 47,7 %, картоплі – на 31,2 тис.га або на 95,4 %, овочів – на 2,3 тис.га або на 88,5 %, льону-довгунцю – на 29,5 тис.га або на 89,4 %. Основними сільськогосподарськими культурами в зоні радіоактивного забруднення є кормові, їх питома вага в структурі посівних площ в 1999 р. становила 60,1 % проти 41,4 % в 1986 р. Найбільшу питому вагу в структурі кормових культур становлять багаторічні трави, питома вага яких в 1999 р. становила 76,2 % проти 54,8 % у 1986 р.

В тваринництві ліквідовано птахівництво, вівчарство. В регіоні розвивається, головним чином, молочне та м'ясне скотарство (табл.1). В структурі товарної продукції питома вага м'яса великої рогатої худоби та молока в 1986 р. становила 64,5 %, в 1999 р. - 36,8 %.

Перебудова організаційної структури сільськогосподарського виробництва в зоні радіаційного забруднення є одним із основних елементів аграрної реформи, яка здійснюється в державі. Її зміст полягає в існуванні нових форм організації виробництва, які б ефективно функціонували в нових економічних умовах.

Таблиця 1

Структура товарної продукції (%)

Галузі та види продукції	Роки					
	1986	1991	1996	1997	1998	1999
Зернові	3,9	3,3	11,2	13,6	10,7	9,8
Льono-продукція	5,3	7,4	1,2	0,9	1,2	0,4
Картопля	8,3	7,2	3,3	2,0	1,7	2,0
Інша продукція рослинництва	8,5	19,1	8,4	6,3	5,1	5,6
Всього у рослинництві	26,0	37,0	24,1	22,8	18,7	17,8
М'ясо великої рогатої худоби	38,8	34,4	19,2	16,5	18,9	18,5
М'ясо свиней	2,2	2,7	5,3	5,9	6,5	5,9
Молоко	25,7	18,5	17,4	16,5	19,0	18,3
Інша продукція тваринництва	2,5	1,8	2,8	2,3	2,7	2,8
Всього у тваринництві	69,2	57,4	44,7	41,2	47,1	45,5
Промислова продукція — всього	1,9	2,3	11,3	13,1	11,1	14,4
в т.ч.: м'ясо одержане від забою худоби і птиці	0,3	0,7	6,8	8,7	5,6	8,3
Реалізація іншої продукції	2,9	3,3	19,9	22,9	23,1	22,3
Всього	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Сьогодні визначитись, яка з форм господарювання виявиться найбільш ефективною при виробництві продукції скотарства, не можна, однак, перспективними в даному регіоні є приватні та приватно-орендні підприємства, товариства з обмеженою відповідальністю, сільськогосподарські виробничі кооперативи. Так, із 271 сільськогосподарського підприємства, які підлягали реформуванню, станом на 01.06.2000р. приватні та приватно-орендні підприємства займають 41,3 %, товариства з обмеженою відповідальністю - 36,9 %, сільськогосподарські виробничі кооперативи - 10,3 %. В Житомирській області найбільшу питому вагу становлять товариства з обмеженою відповідальністю - 40,1 %, приватні та приватно-орендні підприємства - 32,5 %, сільськогосподарські виробничі кооперативи - 13,3 %.

Важливим кроком для соціально-економічного відновлення територій Житомирського Полісся, постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи, є прийняття Закону України від 03.12.99 "Про спеціальний режим інвестиційної діяльності на територіях пріоритетного розвитку в Житомирській області". Метою запровадження спеціального режиму інвестиційної діяльності є залучення іноземних інвестицій та сприяння активізації, спільно з іноземними інвесторами, підприємницької діяльності для нарощування експорту товарів і послуг, поставки на внутрішній ринок високоякісної продукції, застосування нових технологій і техніки.

Будемо сподіватись, що запровадження спеціального режиму інвестиційної діяльності на територіях пріоритетного розвитку призведе до прискореного соціально-економічного становлення Житомирського Полісся, поетапного заміщення власними коштами обсягів дотацій, відновлення життєдіяльності на радіоактивно забруднених землях та збільшення виробництва екологічно чистої сільськогосподарської продукції.

ВДОСКОНАЛЕННЯ ОЦІНКИ КРЕДИТОСПРОМОЖНОСТІ ПІДПРИЄМСТВА

А.П. Шваб,
О.І. Забавський

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир
Україна, Житомирський інженерно-технологічний інститут

Правильна оцінка кредитоспроможності підприємства має виняткове значення для банків, підприємств-партнерів, трастових фондів, інвестиційних груп. Вдосконаленню методики оцінки кредитоспроможності підприємства-позичальника присвячено дану статтю.

Багато установ в своїй діяльності використовують оцінку кредитоспроможності підприємства - це банки, підприємства-партнери, акціонерні товариства, трастові фонди, інвестиційні групи. Адже всім їм потрібно знати ефективність роботи своїх партнерів, клієнтів, для прогнозування можливих змін у фінансовому стані, для запобігання можливому банкрутству.

Фінансовий стан підприємства з позиції короткострокової перспективи оцінюється показниками ліквідності і платоспроможності, що в найбільш загальному вигляді визначає, чи може воно своєчасно і в повному обсязі провести розрахунки за короткостроковими зобов'язаннями перед контрагентами.

Незалежно від кількості показників можна виокремити кілька груп коефіцієнтів, обов'язкових для аналізу:

- ліквідності балансу;
- рентабельності виробництва;
- оборотності коштів;
- моніторингові коефіцієнти.

Вивчаючи методику оцінки кредитоспроможності, що діє на сучасному етапі розвитку економіки України (представлена вона Положенням про порядок формування та використання резерву для відшкодування можливих втрат за кредитними операціями банків, затверджене постановою НБУ від 06.09.2000р. №279, далі-Положення), можна побачити, що коефіцієнти, які подані в переліку основних економічних показників, в більшості своїй мають високий ступінь статичності. Тому постало питання про включення до методики коефіцієнтів, які б визначали поточний фінансовий стан та дозволяли прослідкувати динаміку змін стану підприємства. Такими коефіцієнтами є моніторингові коефіцієнти. В якості моніторингових коефіцієнтів можна використовувати коефіцієнти Кр, Іеф та Кзе, запропоновані О.В.Дзюблюком ("Оцінка ефективності кредитних вкладень комерційних банків" //Фінанси України. - 200.- №9.- 149-154с.)

Цінність моніторингових показників полягає в тому, що вони висвітлюють ефективність вкладень кредитора, тобто те, як надана позика впливає на діяльність підприємства.

Коефіцієнт реалізації.

$$K_p = \frac{\text{Виручка від реалізації продукції}}{\text{Середні залишки кредитних вкладень}}$$

Цей показник характеризує обсяг реалізації на одиницю кредитних вкладень, визначаючи динаміку впливу останніх на кінцеві результати діяльності підприємства з урахуванням того, що кредит, функціонуючи у сфері обміну, сприяє своєчасному проведенню розрахунків за товарно-матеріальні цінності. Відтак тенденція до збільшення коефіцієнта вказує на ефективне використання позичок підприємством.

Індекс ефективності (Іеф). Є більш показовим для оцінки впливу кредитних вкладень на результати діяльності підприємства.

$$I_{ef} = \frac{\text{Темпи зростання прибутку}}{\text{Темпи зростання кредитних вкладень}}$$

Зіставлення змін, що відбуваються в обсягах отриманого прибутку або ж реалізованих товарів, робіт і послуг, зі змінами середніх залишків заборгованості банку вказує на залежність результатів господарювання від динаміки залучень кредитних ресурсів. Вираженням ефективності використання кредитів при такому розгляді діяльності підприємства є випередження темпів зростання обсягів реалізованої продукції над темпами зростання величини кредитних вкладень.

Коефіцієнт зміни ефективності (Кзе).

$$K_{ze} = \frac{\text{Темпи зростання рентабельності оборотних активів}}{\text{Темпи зростання частки кредитів в обігових коштах}}$$

Цей показник характеризує, як змінюється кінцева ефективність авансованого у виробництво оборотного капіталу (через оцінку його прибутковості) залежно від зміни частки кредитів, залучених підприємством на його формування.

Сукупність розглянутих показників, що визначають зв'язок обсягу кредитних вкладень із зміною обсягів реалізованої продукції і отриманого прибутку, оборотності й рентабельності активів, необхідно застосовувати у комплексі, оскільки вони доповнюють один одного.

При проведенні кредитування підприємства, необхідно хоча б приблизно прогнозувати ефект від кредитних вкладень. Тому ми пропонуємо включити в методику групи коефіцієнтів, використання яких допомагає прогнозувати рентабельність.

Прогноз рентабельності.

Розрахунок рентабельності вкладеного капіталу передбачає знання величини оборотного капіталу та розміру прибутку на вкладений капітал (в%). В цій групі використовуються такі коефіцієнти:

Вкладений капітал = Оборотні засоби + Капітальні вкладення;

$$\text{Коефіцієнт оберненості капіталу} = \frac{\text{Оборотні засоби}}{\text{Вкладений капітал}};$$

$$\text{Рентабельність капіталу} = \frac{\text{Оборот}}{\text{Вкладений капітал}} * \frac{\text{Прибуток}}{\text{Оборот}} + 100$$

Використання даної групи показників дозволяє кредитору спрогнозувати можливий прибуток або втрати позичальника, що дозволяє значно знизити ризик неповернення кредиту.

Як вказано в Положенні, в ньому приводиться оптимальний набір показників, що є рекомендованим до використання, але можливо змінювати та доповнювати його. Тому автори даної статті висловлюють сподівання, що зміни, запропоновані в даній статті, будуть корисними для тих, хто проводить аналіз фінансового стану підприємств і прагне розширити набір використовуваних коефіцієнтів та поліпшити якість оцінки кредитоспроможності.

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ЗЕМЛІ В НОВИХ УМОВАХ ГОСПОДАРЮВАННЯ

Суліменко Л. А.
Данкевич А. Є.

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

В статті розглядаються еколого-економічні аспекти розвитку землекористування та вирішення на цій основі першочергових соціально-економічних і екологічних проблем національного АПК.

Останнім часом відбулися позитивні зрушення в утвердженні на селі приватної власності селян на землю, створенні організаційно правових господарських структур ринкового типу, розширенні орендних відносин, розвитку підприємницької діяльності. В умовах ринкової економіки будь-який виробничий ресурс повинен мати власника, а кожен власник-економічний зиск від володіння власністю.

Аналіз проведення земельної реформи у нашій країні засвідчив, що за 9 років виконано значний обсяг робіт, зокрема ліквідовано державну монополію на земельну власність, яка існувала 70 років, роздержавлено землі і створено землі запасу та резервного фонду, передано їх у власність недержавних сільськогосподарських підприємств, визначено грошову оцінку сільськогосподарських земель, розпайовано землі недержавних сільськогосподарських підприємств, що справедливо вирішило питання надання земель у власність тих, хто їх обробляє. Формується новий власник – господар землі, нові земельні відносини й ринок землі.

Станом на 01.01.2001 р. у всіх власників землі та землекористувачів налічувалось 41,8 млн. га сільськогосподарських угідь, з них у товаровиробників 34,5 млн. га, або 83%. За вказаний період площа сільськогосподарських угідь, наданих для ведення особистого підсобного господарства, збільшились на 155 тис. га, а площі, що знаходяться у користуванні громадян для сінокосіння та випасання худоби, - на 104 тис. га..

Нинішнє агропромислове виробництво в Україні ґрунтується на концепції, в основі якої лежить технократично-екстенсивний і затратний принцип його розвитку. Звідси – екологічно необмежене, нераціональне й невиважене використання продуктивних сил та земельних ресурсів. За обсягом і чисельністю використовуваних ресурсів національний АПК є найбільш ресурсомісткою сферою діяльності. Особливість нашої країни полягає в тому, що її земельний фонд нині максимальною мірою залучений до господарського товарообігу. За рівнем розораності територій (54,2%) та сільськогосподарського використання земель (67%) вона посідає перше місце в світі. Для порівняння зазначимо, що рілля в США становить 12%, у Великобританії – 25% загальної земельної площі. Так, у сільськогосподарському обороті нині перебуває 40,4 млн. га земельних ресурсів, у тому числі ріллі – 32,7 млн. га. В Україні затрати на виробництво одиниці валової сільськогосподарської продукції, зокрема, енергетичних ресурсів, у 3-6, пального - у 2-4 рази вищі, ніж у країнах Західної Європи.

Екологічна криза в Україні стала наслідком утилітарного й суто технокритичного підходу до природи, галузевого монополізму у використанні земельних ресурсів при відсутності науково обґрунтованої екологічної політики й стратегії соціально-економічного розвитку. Особливу тривогу викликає вкрай незадовільний екологічний стан сільськогосподарських угідь, насамперед чорноземів - нашого національного багатства. Вони інтенсивно деградують, забруднюються, знижується їх родючість. За останні три десятиліття площа еродованих орних земель в Україні зросла майже на половину і досягла однієї третини загальної площі ріллі. Крім того, після аварії на ЧАЕС забруднено радіонуклідами понад 42 тис. кв. км земель, з яких на долю Житомирської області припадає 27,4%, Київської - 23%, Рівненської - 22,7%.

В агропромисловому виробництві використовується значний обсяг водних ресурсів – щорічно від 9,5 до 12 куб. км, або 35-45% загального народногосподарського водоспоживання, що в свою чергу призводить до невпинного збільшення площі засолених, закислених, підтоплених та перезволожених земель. Загалом, із кожних 10 гектарів сільськогосподарських угідь, лише один має нормальний екологічний стан.

Нині в Україні площі орних земель, що потребують хімічної меліорації, складають понад 10 млн. га. Для підвищення їх родючості необхідно щорічно вапнувати 1,9 млн. га, гіпсувати – 0,3 млн. га. Про нинішній стан у цій справі свідчать дані таблиці 1

Таблиця 1

Хімічна меліорація ґрунтів, тис. га			
	1986-1990	1991-1995	1996-1999
Вапнування кислих ґрунтів:			
Україна	1546,4	688,4	47,3
Полісся	543,3	238,4	15,6
Житомирська область	176,3	78,3	8,3
Гіпсування солонцевих ґрунтів:			
Україна	298,5	103,0	5,1
Полісся	34,1	9,4	0,0

Таблиця 2

Зміна структури земельного фонду у розрахунку на одного мешканця, га								
Показник	1960	1980	1990	1995	1996	1997	1998	1999
Площа сільськогосподарських угідь в розрахунку на одного мешканця:								
України	1,01	0,85	0,81	0,82	0,82	0,83	0,83	0,84
Житомирської області	1,08	1,08	1,07	1,06	1,07	1,10	1,10	1,11
Площа ріллі у розрахунку на одного мешканця:								
України	0,8	0,69	0,65	0,65	0,65	0,66	0,66	0,66
Житомирської області	0,82	0,84	0,83	0,82	0,82	0,83	0,76	0,76

Стосовно землезабезпеченості та використання земельних ресурсів Україна є унікальною державою, вона має не лише найвищий серед європейських країн рівень забезпечення землею з розрахунку на душу населення, а й ґрунти високої якості та природної родючості. (80% ґрунтів становлять чорноземи)

Якщо в середньому на душу населення в Польщі припадає 0,38 га ріллі, у Франції – 0,30 га, то в Україні – 0,67 га, або відповідно в 1,8 і 2,2 рази більше. І при цьому продовольча проблема у нас залишається невирішеною, хоча надмірно експлуатується природа. Зіставлення індексів розвитку сільськогосподарського виробництва, починаючи з 1990 р., свідчить про глибокий занепад сільського господарства. Спад виробництва у 1999 р. становив 54%, а у світі в середньому спостерігалось зростання на 19%. Знизилась продуктивність земельного фонду. Якщо у 1990 р. порівняно з середніми світовими показниками урожайність зернових в Україні була вища на 33%, соняшника – на 17%, то у 1999 р. лише 72% світового рівня урожайності зернових і зернобобових, 37% - цукрових буряків, 80% соняшнику, 62% - картоплі.

Таблиця 3

Валова продукція сільського господарства України
(у порівняльних цінах 1996.; млрд. грн.)

Рік	Продукція сільського господарства			В тому числі					
				Продукція рослинництва			Продукція тваринництва		
	Всього млрд. грн	Питома вага, % Сільсь- когосп. підпр.	Господ. насел., вкл. фер- мерські	всього	Питома вага, % Сільсь- когосп. підпр.	Господ. насел., вкл. фер- мерські	Всього млрд. грн	Питома вага, % Сільсь- когосп. підпр.	Господ. насел., вкл. фер- мерські
1990	48,6	70,6	29,4	24,3	75,2	24,8	24,3	66,0	34,0
1991	42,2	67,2	32,8	20,3	71,2	28,8	21,9	63,5	36,5
1992	38,7	60,5	39,5	20,4	61,9	38,1	18,3	58,8	41,2
1993	39,3	58,0	42,0	22,6	60,1	39,9	16,7	55,0	45,0
1994	32,8	55,1	44,9	17,5	58,2	41,8	15,3	51,6	48,4
1995	31,6	52,0	48,0	17,9	55,0	45,0	13,7	48,1	51,9
1996	28,6	45,4	54,6	16,4	48,0	52,0	12,2	42,0	58,0
1997	28,1	44,3	55,7	17,4	50,5	49,5	10,7	34,2	65,8
1998	25,4	41,2	58,8	14,4	46,8	53,2	11,0	33,9	66,1
1999	23,9	40,1	59,9	13,0	47,3	52,7	10,9	31,5	68,5

Як свідчать дані таблиці 3, виробництво валової продукції продовжує зменшуватися, так у 1999 році воно в цілому склало лише 49,2% до рівня 1990 р., в тому числі продукції рослинництва – 53,6%, продукції тваринництва – 44,8%. Особливо напруженим залишається становище у сільськогосподарських підприємствах, які за останні роки зменшили виробництво валової продукції у 3,5 раза, в тому числі продукції рослинництва – у 3,0, тваринництва – у 4,7 раза та виробили лише 42% зерна, 27% - цукрових буряків, 3,5% – картоплі, 18,4% – овочів, 25% – м'яса, 32% - яєць до відповідного періоду 1990 року. Крім того, у 1999 році 84% з них закінчили рік зі збитками. (1995р. – 30%, 1996р. – 69%, 1997р. – 87%, 1998р. – 93%). Сума збитку від усієї діяльності становила 3,4 млрд. грн., рівень збитковості – 22,1%, коефіцієнт платоспроможності становив 0,28.

Приватні господарства населення, в складі яких функціонують особисті, підсобні і фермерські господарства, працювали більш стабільно. Нині тут вирощується 99% загального обсягу картоплі, 83% – овочів, 88% – плодово-ягідних культур, 70% - м'яса, 65% - молока, 63% - яєць та 55% - вовни. У цілому виробництво в них залишається на рівні 1990 р. Починаючи з 1996 року, приватні господарства стали провідними за обсягами виробництва валової продукції сільського господарства.

Одним з найважливіших і найскладніших стратегічних завдань аграрної реформи в Україні в нинішній момент є поступове переведення національного АПК на екологічно безпечний шлях розвитку, виробництво конкурентоспроможної й екологічно чистої сільськогосподарської продукції та вирішення на цій основі першочергових соціально-економічних і екологічних проблем.

На нашу думку, існуючі правові механізми володіння, користування і розпорядження земельними ресурсами не забезпечують раціонального використання землі, незважаючи на те, що вона є основним засобом виробництва в сільському господарстві. Тому нині назріла потреба у законодавчому врегулюванні земельних відносин, що полягає в створенні відповідної законодавчої бази, системи реєстрації землі та удосконалення кадастрової оцінки землі, зокрема прийнятті Закону України “Про охорону земель і родючості ґрунтів”, розробку Національних програм охорони земельних ресурсів та еколого-економічної раціоналізації, реструктуризації та оптимізації аграрного землекористування і усіх регіонах держави.

Новий Земельний кодекс України має базуватись на:

- 1) широкому розвитку приватного землекористування;
- 2) гарантуванні державою прав на землю фізичних і юридичних осіб;
- 3) розв'язанні проблеми іпотеки землі;

4) активному розвитку орендних земельних відносин.

Здійснення державного управління земельними ресурсами і землекористування відбувається із застосуванням таких прийомів:

1) екологічно стійких, природо-, ресурсо- й енергозберігаючих зональних систем землеробства з науково обґрунтованими структурами агроландшафтів, сільськогосподарських угідь і посівних площ вирощуваних культур;

2) екологічнообезпечних зональних систем хімізації землеробства, насамперед принципово нових видів і методів застосування мінеральний добрив, засобів і способів боротьби з хворобами та шкідниками, безгербіцидних технологій вирощування сільськогосподарських культур, здатних забезпечити виробництво екологічно чистої продукції;

3) адаптивних, екологічнообезпечних та ґрунто-захисних технологій і систем обробітку ґрунтів, що сприяють підвищенню їх родючості і запобігають виснаженню та деградації природи, особливо земельних ресурсів;

4) комплексної екологічно виваженої механізації і автоматизації виробничих процесів, екологічнообезпечних технологій, застосування малопотужної техніки, сільськогосподарських машин нових поколінь, розроблених з урахуванням екологічних вимог і стандартів.

Треба нарешті покінчити з екстенсивним, виснажливим й екологічно небезпечним використанням землі в сільському господарстві.

Структуру агроландшафтів землекористування в Україні потрібно рішуче і радикально змінювати в процесі здійснення земельної й аграрної реформи, які повинні проводитись з урахуванням економічних і екологічних вимог, критеріїв, обмежень і стандартів, що існують у сучасній світовій практиці. За даними інституту землеробства УААН, у найближчій перспективі слід вивести з обороту, як мінімум, 10 млн. га ріллі та приблизно на стільки ж збільшити площу природних кормових угідь. На наш погляд, економічно та екологічно доцільним було б у майбутньому сконцентрувати інтенсивне товарне аграрне виробництво на площі 15-20 млн. га орних земель. Це дало б можливість, за підрахунками вчених, досягти значної економії енергетичних, матеріально-технічних і трудових ресурсів (на загальну суму до 1,5-2 млрд. доларів США на рік), а також вдвічі зменшити екологічну шкоду, яка нині обходиться в 7-8 млрд. доларів США щорічно.

Отже, нинішня політика землекористування має ґрунтуватись на чіткій екологічній, природоохоронній законодавчій основі, сприяти подоланню гострої екологічної кризи в землекористуванні, створенню екологічнообезпечних, зрівноважених і ерозійно стійких агроландшафтів у всіх землеробських регіонах України.

УДК 631.11:631.162

ВПЛИВ ВНУТРІШНЬОГО КРУГООБІГУ КОШТІВ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ОБІГОВИХ КОШТІВ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ

А.П. Шваб,
О.В. Лотиш

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

В умовах становлення ринкових відносин виняткового значення набуває прискорення обороту капіталу. Правильний розрахунок швидкості внутрішнього кругообігу та його вплив на загальний кругообіг коштів підприємства дозволить вирішити низку важливих питань щодо підвищення ефективності діяльності сільськогосподарських підприємств.

В умовах становлення ринкових відносин виняткового значення набуває прискорення обороту капіталу. Центральним показником виміру швидкості обороту капіталу є кількість кругообігів обігових коштів протягом року. Прискорення обороту обігових коштів можна порівняти із збільшенням кількості врожаїв протягом сільськогосподарського року у південних країнах порівняно з північними. Кожен закінчений кругообіг означає, що вкладені у справу гроші обернулись і принесли володарю певний прибуток. І чим більше таких подій відбулось протягом року, тим більший прибуток приніс товаровиробнику авансований капітал, тим більш ефективно він був використаний.

Тому проблема прискорення кругообігу обігових засобів завжди була і залишається актуальною, як і сама проблема підвищення ефективності діяльності будь-якого суб'єкту господарювання.

Разом із тим існує велике коло невирішених проблем, серед яких на даному етапі розвитку економіки України на одне з перших місць вийшла проблема оцінки та виміру внутрішнього кругообігу обігових коштів у загальному кругообігу підприємства. Маємо на увазі рух авансованого капіталу, який вкладено у предмети праці власного виробництва: корми, насіння, органічні добрива, тварини на вирощуванні та відгодівлі та інші.

Зараз це має особливе значення, оскільки в агропромисловому комплексі України зросла і збільшується з роками питома вага так званих "самодостатніх" господарств, тобто господарств, які в основному у своїй діяльності покладаються на вище перелічені предмети праці власного виробництва. Це невеликі та середні сільськогосподарські підприємства, фермерські господарства, особисті підсобні господарства населення.

Як видно із даних таблиці 1, позиції приватних сільськогосподарських підприємств стають з кожним роком міцнішими. Особливо помітну роль вони відіграють у виробництві картоплі, овочевої та тваринної продукції. І цей процес поглиблюється у зв'язку з реформуванням власності в аграрному секторі економіки.

Оскільки більшість із таких господарств має невеликі розміри, відчуває нестачу інвестицій, вони опиняються перед проблемою пошуку власних шляхів підвищення ефективності діяльності. І одним із таких шляхів є прискорення кругообігу коштів, зокрема внутрігосподарського.

Одним із невирішених питань теорії кругообігу коштів підприємств є визначення місця внутрішнього кругообігу у загальному кругообігу коштів сільськогосподарських підприємств.

Існують різні точки зору з приводу включення вартості предметів праці власного виробництва до загального кругообігу коштів. Дехто із провідних економістів, які займалися даною проблемою, пропонують включати їх в кругообіг обігових коштів, вважаючи, що це є продаж предметів праці самим собі за фактичною собівартістю.

Таблиця 1

Питома вага особистих підсобних господарств населення, орендарів-громадян та фермерських господарств у загальному виробництві основних видів сільськогосподарської продукції в Україні.
(у відсотках до загального виробництва)

	Роки			
	1993	1995	1998	1999
Зерно (у вазі після доробки)	7,0	9,6	12,1	14,7
Цукрові буряки (фабричні)	1,7	4,8	9,2	13,2
Насіння соняшнику	7,4	7,4	9,1	12,2
Картопля	85,5	95,9	97,6	98,6
Овочі	57,0	73,1	84,5	83,2
М'ясо (у забійній вазі)	40,6	52,0	70,8	72,1
Молоко	36,4	45,7	62,1	64,9
Яйця	48,3	55,8	63,2	63,0

Інша група економістів вважає, що оскільки продукція власного виробництва не здійснює реального перетворення у гроші, то немає підстав для включення їх у кругообіг обігових коштів підприємства. Це досить важлива проблема, від рішення якої залежать такі питання, як спеціалізація, кооперація та інтеграція сільськогосподарських товаровиробників.

Тому розглянемо це питання з точки зору єдності авансованої вартості, яка здійснює кругообіг. Якщо взяти дві галузі: рослинництво і тваринництво, які розвиваються в межах одного господарства, то яке місце займає вартість кормів власного виробництва у загальному кругообігу коштів підприємства?

Як відомо, загальний кругообіг сільськогосподарського підприємства складається із низки кругообігів, які одночасно здійснюються, переплітаються, насуваються один на одного. В даному випадку кругообіг авансованої вартості на виробництво кормів можна подати у двох варіантах:

- варіант А. Кругообіг завершується лише після реалізації продукції тваринництва, тобто після повернення авансованої вартості у висхідну позицію.
- варіант Б. Моментом завершення кругообігу вважати отримання кормів та їх оцінку у вигляді не фактичних, а умовних рахункових грошей.

Якщо дотримуватись першої точки зору, то ми стикаємось з порушенням закону єдності авансованої вартості, яка обертається в одиничному кругообігу. Це дійсно так, оскільки виходить, що процес виробництва кормів починається з авансування одної величини вартості, потім в процесі споживання до неї приєднується інша вартість (вартість тварин, догляду за ними і т. і.) і завершує процес кругообігу зовсім інша вартість порівняно з авансованою.

Тому методологічно більш точним буде вважати, що при споживанні предметів праці власного виробництва тут слід розрізняти два різних внутрішніх кругообіги. Перший завершується, коли ми маємо предмет праці власного виробництва, які ми оцінюємо за фактичною собівартістю у вигляді умовних (рахункових) грошей. Другий кругообіг починається із процесу купівлі таких предметів праці у самих себе і подальшого їх руху за стадіями цього кругообігу.

Врахування і правильне обчислення внутрішніх кругообігів обігових коштів дає можливість більш точно розрахувати загальну суму обігових коштів підприємства, прискорення їх оберт, підвищення ефективності використання.

Не менш важливим є те, що врахування внутрішнього кругообігу коштів дозволяє оцінити доцільність виробництва предметів праці власного виробництва шляхом порівняння їх вартості з вартістю покупних аналогічних товарів.

Це відкриває шляхи для вдосконалення процесу виробництва на даному підприємстві, його спеціалізації та кооперації з іншими товаровиробниками.

УДК 635.445:631.31

ПРОБЛЕМИ РОЗВИТКУ ВІТЧИЗНЯНОГО РИНКУ ОВОЧІВ

В.В. Липчук,
Т.В. Демчик

Україна, Львівський державний аграрний університет

В статті розглядаються проблеми державного регулювання ринку овочів, захисту вітчизняних товаровиробників, створення оптового продовольчого ринку, формування конкуренції в сфері заготівлі, зберігання та переробки овочів, які є рушіями вітчизняного ринку овочевої продукції.

На вітчизняному ринку овочевої продукції за останні роки нагромадилося багато негативних тенденцій. Основні з них можна звести до наступного:

1.Різде зменшення кількості виробленої і відповідно спожитої продукції. У 1998 році було зібрано 5492 тис. тонн овочів, що менше проти 1990р. на 17,7, проти 1986 року – на 29,0 відсотків. За 1986-1998 роки щорічно в середньому обсяг виробленої овочевої продукції зменшувався на 186 тис. тонн. За вказаний період площі посадки овочів скоротилися на 14,7 відсотка, урожайність знизилася – на 18 відсотків. На різке коливання обсягів виробництва овочів, їх структури особливий вплив має зміна погодних умов.

2.Суттєво скоротилися площі посіву та валових зборів овочів у господарствах суспільного сектору. У 1998 році тут було сконцентровано лише 23,1 відсотка посівів овочів, господарствами даного сектора вироблено лише 15,5 відсотка овочевої продукції. Натомість із загального обсягу завезених на ринок овочів 52,5 відсотка припадало на індивідуальні господарства населення. Така тенденція, очевидно, збережеться в найближчі роки.

3.Деконцентрація виробництва продукції, її вирощування на невеликих за розмірами площах, низький технічний рівень виробництва спричинили високі затрати коштів та праці і відповідно високу собівартість овочевої продукції, що погіршило її конкурентноздатність порівняно з імпортованою продукцією.

4.Продовжується тенденція до зменшення обсягу виробництва овочів закритого ґрунту, насамперед через подорожчання енергоресурсів та зниження купівельної спроможності населення. Окремі тепличні комбінати взагалі перестали існувати.

5.Значно погіршилася структура вирощених овочів, звузився асортимент вирощуваної овочевої продукції. На капусту, огірки і помідори в 1998/1999 маркетинговому році припадала в середньому по Україні 48,1 відсотка всіх посівних площ. В окремих регіонах, зокрема Карпатському, лише на капусту різних строків стиглості припадає біля 70-75 відсотків площі посіву всіх овочевих культур.

6.Насиченість внутрішнього ринку овочевою продукцією за рахунок організованого та неорганізованого імпорту, хоча лише за 1997-1998 роки офіційний імпорт цих продуктів зменшився з 43 до 14 тис. т. Проте неорганізований імпорт овочів значно перевищує офіційні дані.

Серед інших негативних тенденцій доцільно назвати погіршення якості овочів, посилення сезонних та регіональних коливань цін та обсягу надходжень і продажу продуктів, спад попиту, диспаритет цін, обмеженість кредитування, звуження ринку внаслідок переходу населення і територій до самозабезпечення, розширення натуралізації обмінних процесів. Крім економіко-техніко-технологічних чинників, значним приводом кризи в галузі є і допущені недоліки в державній економічній, зокрема, аграрній політиці.

Пошук шляхів виходу галузі з кризи потребує систематизації проблем та їх класифікації. Насамперед, існуючі проблеми в аграрному секторі, зокрема в овочівництві, доцільно розглядати в двох площинах: перша – ті, які існують чи виникли безпосередньо в сільському господарстві (порушення основних агротехнічних прийомів вирощування відповідних культур через слабку матеріально-технічну базу господарств, дефіцит та різке подорожчання енергетичних та інших ресурсів), друга – проблеми, які існують поза сільським

господарством (пов'язані з функціонуванням ринку овочевої продукції), але мають безпосередній вплив на стан та розвиток сільськогосподарського виробництва.

Класифікація проблем за їх генезисом дозволяє виділити такі групи:

- існують традиційно (проблеми реалізації овочів населенням, недосконалість взаємовідносин сільського господарства з переробними, заготівельними підприємствами та торгівельними закладами тощо);
- появилися в умовах переходу до ринкових відносин (низька платоспроможність населення, монополізм підприємств інших сфер АПК);
- викликані загальноекономічною кризою (послаблення державної підтримки, обмеженість доступу до кредитів, криза неплатежів тощо);
- обумовлені регіональними особливостями (відсутність можливості виробництва необхідної продукції, висока густота населення, географічне розташування як передумова засилля імпоротної продукції тощо);
- виникли в процесі реформування АПК (подрібненість земель і низька концентрація виробництва, ліквідація великих спеціалізованих овочевих господарств).

Стосовно рівня вирішення, очевидним є необхідність поділу і вирішення проблем на загальнодержавному, обласному та районному рівнях.

За ступенем пріоритетності доцільним є виділення проблем, які, з одного боку, необхідно вирішувати терміново, а з другого - ті, які не потребують додаткових ресурсів.

В умовах ринкових відносин стан розвитку овочівництва залежить насамперед від попиту на овочеву продукцію. Існуючий спад попиту на продукти галузі, зумовлений, перш за все, зниженням реальних доходів населення, а також зростанням розміру податків та інших необхідних платежів, обмеженістю експортних можливостей, в значній мірі обмежує як обсяги виробництва, так потребують переорієнтації виробників із виробничої орієнтації на збутову і, особливо, маркетингову. Для подолання негативних тенденцій в овочівництві необхідно, насамперед, зорієнтувати виробництво продукції на ринок — найповніше задоволення потреб споживачів та одержання максимального прибутку. Насправді, вироблена продукція часто не може знайти стійких і вигідних для товаровиробника, а також споживача, ринків збуту. Як наслідок, виникає проблема стійкого і збалансованого задоволення потреб населення в плодовоовочевій продукції. Так, в 1998 році в домогосподарствах населення в основному із-за проблем зі збутом продукції на корм тваринам було витрачено 13,2 відсотки вирощених овочів.

Реалізація продукції — одна з важливіших проблем виробників овочів. Вона зводиться до того, що ринок овочевої продукції має специфічні особливості, пов'язані з її малою транспортабельністю та непридатністю до зберігання. Це вимагає існування стабільної системи збуту для виробників протягом усього року, гарантованого надходження сировини для переробних підприємств. При цьому усі ланки технологічного процесу: виробництво, заготівля, переробка і реалізація продукції повинні функціонувати взаємоузгоджено та злагоджено.

Існуюча ситуація вимагає певних рішень на всіх рівнях: господарському, регіональному та державному. На державному рівні найважливішим є державне регулювання ринку овочів, захист вітчизняних товаровиробників, створення оптового продовольчого ринку, формування конкуренції в сфері заготівлі, зберігання та переробки овочів. На регіональному рівні пріоритетними є самозабезпечення регіонів овочевою продукцією, реставрація овочівництва та переробних підприємств, формування інтеграційних структур. На господарському рівні необхідне формування збутової концепції, розробки стратегічних планів з врахуванням можливостей господарств та оцінки зовнішнього середовища, скерування зусиль, виходячи з потреби, на збільшення обсягів виробництва овочів як за рахунок більш інтенсивного ведення галузі, так і за рахунок розширення площ посіву, асортименту овочевої продукції, впровадження нових сортів та технологій.

УДК 619.636.22/637

ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНИМИ РИЗИКАМИ В РИНКОВІЙ ЕКОНОМІЦІ

О.М. Віленчук

Державна агросекологічна академія України, м. Житомир

Розглядаються проблеми аналізу та управління екологічним ризиком на регіональному та державному рівнях, пропонуються основні шляхи мінімізації екологічного ризику з врахуванням зарубіжного та вітчизняного досвіду.

Сучасні складні завдання розбудови національної економіки неможливі без врахування екологічної ситуації, об'єктивних законів нерозривності взаємозв'язку суспільства та природи.

Якщо раніше мову в основному вели про природні (стихійні) лиха або технічні аварії, то сьогодні природні стихійні явища практично завжди супроводжуються аваріями в технічних системах, а великі аварії приводять до розвитку катаклізмів в навколишньому природному середовищі.

Відомі екологічні катастрофи привернули увагу людства, загострили розуміння небезпеки для життя і здоров'я, господарської діяльності людини.

В зарубіжних країнах світу відбувається активний процес організації науково-дослідних інститутів, факультетів в університетах, спеціалізованих наукових та навчальних центрів аналізу та управлінню ризиком.

Головна мета управління екологічним ризиком – досягнення мінімуму екологічної безпеки з урахуванням соціально-економічних природоохоронних та інших аспектів, оскільки аналіз ризику для населення та навколишнього середовища проводиться заради ефективного управління та попередження ризикових ситуацій з метою максимального зниження негативного впливу на навколишнє середовище і при цьому зведення необхідних витрат до мінімуму.

У 70-80- роках в науковій літературі з'явилося поняття “прийнятого екологічного ризику”, що означає такий рівень ризику, який за своєю природою потенційно не загрожує безпеці як населення, так і навколишнього природного середовища і не перевищує межі допустимих норм.

Основною причиною, яка привернула увагу науковців з усього світу до проблеми існування екологічних ризиків, стали крупні аварії на об'єктах атомної енергетики – спочатку на АЕС “Трилайл-Айленд” в США в 1979 р., а потім на Чорнобильській АЕС в 1986 р. До цих подій у світі переважала ідеологія абсолютної безпеки об'єктів атомної енергетики та багатьох інших технічно складних галузей і виробництв, які базуються на технологічних процесах використовуючи при цьому високі енергії, токсичні речовини, радіоактивне паливо, вибухонебезпечні матеріали та інші. Незважаючи на окремі інциденти, які відбувалися раніше на подібних об'єктах, ці інциденти кваліфікувались як “випадковість”, а об'єкти розглядались як абсолютно нешкідливі для людини, природи та економіки.

Залежно від джерела небезпеки екологічні ризики поділяються на три основні групи:

1. Природні ризики;
2. Антропогенні або індивідуальні ризики;
3. Еколого-економічні ризики.

Природні ризики характеризуються впливом руйнівних сил природи на виробництво матеріальних благ і життєдіяльність людини. Постійна залежність людини від дії стихійних неконтрольованих сил природи підтверджується широким колом подій. Народного господарські збитки від природних катастроф сорок років тому складали близько 38 млрд. доларів США (в теперішній вартості). За останнє десятиріччя вони зросли до 535 млрд. Приблизно 35% збитків припадає на землетруси; 30% пов'язані з повеннями; 28% - з ураганами. За оцінками

американського дослідника Р.В.Хейтса щороку у світі значні стихійні лиха призводять до загибелі понад 125 тис. чоловік.

Індивідуальні ризики пов'язані з впливом господарської діяльності людини на природне середовище. Все більшої гостроти набувають екологічні проблеми внаслідок зростання техногенного навантаження на довкілля, посилюються суперечності між діяльністю людини і екологічним потенціалом, який все більше втрачає можливість природного відтворення.

Основними джерелами атмосферного забруднення є штучні процеси, які відбуваються внаслідок виробничо-господарської діяльності людини. Використовуючи свої знання і створені власним розумом знаряддя праці, людина прагне отримувати дедалі більшу кількість природних і матеріальних благ, що супроводжуються постійним зростанням кількості спожитих, і здебільшого нерационально, сировинних матеріалів. А це, в свою чергу, обумовлює збільшення кількості шкідливих викидів у повітря.

На основі багаторічних досліджень вчених-фахівців різних країн було зроблено висновок, що у сучасних умовах економічної діяльності людини до основних антропогенних джерел забруднення атмосфери належать:

- Теплове та енергетичне устаткування;
- Промислові підприємства;
- Сільське господарство;
- Всі види транспорту.

У свою чергу дані джерела розподіляють відповідно на стаціонарні та пересувні. Викиди з них надходять в атмосферу у вигляді газоподібних, рідин або твердих речовини. Серед стаціонарних джерел найстабільнішими забруднювачами атмосферного повітря вважаються: хімічна та металургійна промисловість; виробництво будівельних матеріалів; підприємства целюлозно-паперової промисловості та підприємства енергетики.

Значної шкоди завдають викиди в атмосферу, які надходять від пересувних джерел – залізничного, водного, авіаційного та автомобільного транспорту, складаються із продуктів неповного згорання палива, що використовується ними. Якщо забруднення перших трьох видів транспорту локальні (мають місцевий характер), то викиди автотранспорту досить відчутно забруднюють повітря. За даними статистики, світовий автомобільний парк за останні 30 років зріс утричі і сягає 300 млн. автомобілів.

У Україні в 1991 році нараховувалось 5021,5 тисяч автомобілів, а в 1995 році – 5972,0, а в 1999 році вже 6478,0, або відповідно майже на 19 і 291 більше.

По житомирській області із загальної кількості забруднюючих речовин 20% потрапляло у повітряний басейн від стаціонарних джерел забруднення, а 80 % - від транспортних засобів.

В Україні сталась найбільша з відомих у світі техногенних катастроф - аварія на Чорнобильській атомній електростанції. Загальний обсяг збитків, спричинених Чорнобильською аварією: понад 140 млрд. доларів. Якщо така аварія є, на щастя, винятком, то забруднення навколишнього природного середовища здійснюється від різних джерел практично щоденно. Тому перед суспільством постає гостра проблема вироблення механізму прогнозування і управління екологічними ризиками.

Окрім індивідуального та природного екологічного ризику, існує ще екологічно-економічний ризик, об'єктами якого є економіка (табл. 1).

Економіка як об'єкт еколого-економічного ризику-поняття багатоаспектне та багаторівневе. Відповідно можна виділити окремі види еколого-економічного ризику:

- А) глобальний (об'єкт ризику – світова економіка);
- Б) національний (об'єкт ризику – національна економіка);
- В) регіональний (об'єкт ризику – частина національної економіки, яка обмежена певним регіоном);
- Г) галузевий (об'єкт ризику – окрема галузь або сектор економіки);
- Д) корпоративний (об'єкт ризику – окремий господарський суб'єкт у вигляді компанії, фірми, підприємства різних форм власності).

Явища суто економічного характеру, різноманітність котрих досить швидко зростає у зв'язку з поглибленням поділу праці, розвитком виробничих потужностей, посилюється

антропогенний тиск на навколишнє природне середовище. Збільшення масштабів виробництва саме по собі веде для створення умов виникнення випадкових непередбачених явищ, що мають негативні екологічні наслідки. Розвиток ринкових відносин багатократно збільшує підприємницькі ринки.

Таблиця 1

Класифікація екологічних ризиків по об'єктах

Види екологічних ризиків	Вид об'єкта
Природні	Природа (окремі види природних ресурсів, окремі елементи біосфери, біогенезу і т.д.)
Особисті	Людина
Еколого-економічні	Економіка
<i>В тому числі</i>	
Глобальні	Світова економіка
Національні	Національна економіка (народне господарство)
Галузеві	Галузь економіки
Регіональні	Регіональна економіка
Корпоративні	Компанія (інший суб'єкт підприємницької діяльності)

Таким чином, сумарний вплив ризиків не зменшується. Зростання ризику в усіх галузях людського життя та господарської діяльності обумовлює необхідність створення умов мінімізації виникнення непередбачених ситуацій (ризиків).

Оцінка в різнозначних кількісних показниках (одиницях виміру ризику) рівня небезпеки від різних джерел екологічного ризику та використання в регламентованій діяльності щодо безпеки єдиного стандарту або нормативу (наприклад, величина гранично допустимого рівня ризику) є метою обмеження негативного впливу широкого спектра різноманітних небезпек на навколишнє середовище;

- використання всього напрацьованого наукового базису і розуміння природи небезпеки для усього процесу, аналізу та управління ризиком: ідентифікації небезпеки, оцінки наслідків негативного впливу, розробка допустимих норм впливу та методів їх зниження, різних методів екстраполяції та ін.

- оцінка економічної ефективності заходів щодо зниження різних видів небезпек;

- встановлення норм для кожної забруднюючої речовини або іншого фактора екологічної безпеки, враховуючи при цьому всі аспекти ризику, що мають до нього відношення;

- прогнозування змін якості навколишнього середовища.

Таким чином, будь-яка надзвичайна подія або її прогнозування з певною ймовірністю повинна враховуватись при управлінні екологічним ризиком, для цього необхідно розробляти методологію оцінки ризику, яка складається з наступних етапів:

а) визначення небезпеки (опис подій, що можуть виникати внаслідок фактора впливу);

б) оцінка небезпеки контакту з об'єктами, що зазнали техногенного впливу;

в) характеристика ризику (узагальнення інформації про небезпеку відповідної господарської діяльності на територіях техногенного впливу).

Ризик господарювання може призвести не тільки до втрати очікуваного доходу, але й до певних надзвичайних ситуацій (НС), пов'язаних із значними економічними збитками, втратою здоров'я і навіть життя.

Для поліського регіону в цілому і в Житомирській області зокрема актуальною проблемою залишається організація процесу господарювання на радіоактивних забруднених територіях, тому слід додатково враховувати такі фактори ризику:

1. Для сільськогосподарської діяльності:

- вплив забрудненості території на розміщення і номенклатуру сільськогосподарських культур, отже - можливість значної відмінності середніх врожаїв, зібраних на ній, від одержаних на чистих землях;

- імовірність забруднення частини сільськогосподарської продукції з позиції радіаційного контролю (що також впливатиме на очікуваний дохід).

2. Для будівництва:

- необхідність додаткових коштів на обстеження території з метою виявлення особливо небезпечних зон і на проведення (в разі потреби) додаткових заходів щодо її очищення.

3. Для промислових підприємств:

- необхідність проведення додаткових обстежень щодо імовірності підвищення радіаційного фону внаслідок технологічних процесів на виробництві (наприклад, за рахунок підвищення температури, появи додаткових викидів пилу тощо).

Таким чином, оцінка ризику - це систематичний підхід до визначення (в кількісному та якісному аспектах) проблеми безпеки, що створюється шкідливими (і в тому числі радіоактивними) речовинами у досліджуваній місцевості. Оцінка ризику складається з таких етапів:

- визначення безпеки - опис тих подій, які можуть виникнути в наслідок дії певних небезпечних речовин;

- оцінка експозиції - визначення межі, до якої контакт з шкідливими речовинами у цій місцевості буде безпечним;

- характеристика ризику - узагальнення інформації про безпеку господарської діяльності у зоні техногенного забруднення.

Досвід ряду зарубіжних країн (США, Англії, Франції, Голландії, Швеції) показує, що використання такого економічного механізму, як економічне страхування, дозволяє ефективно управляти екологічними ризиками і забезпечувати екологічну безпеку як населення, так і навколишнього природного середовища.

Екологічне страхування - це страхування цивільно-правової відповідальності і за шкоду нанесену майну, життю та здоров'ю третіх осіб унаслідок забруднення навколишнього природного середовища, яке сталося в процесі здійснення виробничої, торгівельної, транспортної та інших видів діяльності.

Екологічне страхування створює взаємну економічну зацікавленість страховика та страхувальника в зниженні екологічних аварій.

Ідея екологічного страхування зачіпає всі підприємства народногосподарського комплексу країни, всі види природних ресурсів. Екологічне страхування пропонує широкий набір методів економічного стимулювання вкладання коштів у виробництво непривабливої до останнього часу для інвесторів продукції - у виробництво природоохоронного обладнання.

Досягається це за допомогою ринкових важелів: прибуток страхової компанії безпосередньо залежить від якості довкілля, а якість довкілля - від системи превентивних природоохоронних заходів. Джерелом коштів на ці цілі є страховий фонд, який створюється страховими компаніями, які займаються страхуванням економічного ризику.

Екологічне страхування забезпечує можливість компенсації частини спричинених забрудненням навколишнього середовища збитків і створює додаткові джерела фінансування природоохоронних заходів.

Теоретичні розробки останніх років в галузі екологічного страхування і деякі практичні результати дозволяють сподіватись на те, що найближчим часом із розвитком законодавчої бази з'являються страхові компанії, які будуть здатні взяти на свою відповідальність частину ризиків аварійного забруднення природного середовища і таким чином підвищити екологічну безпеку нашого довкілля.

УДК 619.657.1:316

КОНЦЕСІЯ ЯК ЗАСІБ РОЗВ'ЯЗАННЯ ЕКОНОМІЧНИХ ПРОБЛЕМ В УКРАЇНІ

О.І. Євенок

Україна, Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Обґрунтовується необхідність і можливості передачі об'єктів державної та комунальної власності в концесію. Розглядається механізм правового забезпечення концесійної діяльності в Україні.

В Україні в концесію можна надавати об'єкти права державної та комунальної власності, які використовуються для здійснення діяльності у визначених законом сферах господарювання (це переважно надання різних комунальних послуг, послуг пошти і зв'язку, організація роботи транспорту, громадського харчування, будівництво житлових будинків тощо).

Відносини концесії мають давню історію. У царській Росії найбільшою іноземною компанією було Російсько-азіатське об'єднане товариство на чолі з англійським фінансистом Леслі Уркாரтом. Воно мало отримані від царя концесійні права на видобуток нафти та інших корисних копалин у Західному Сибіру.

З вітчизняних та іноземних джерел відомо про надання концесій у Радянському Союзі наприкінці та після закінчення громадянської війни. У 1918 р. на I Всеросійському з'їзді Рад народного господарства було зачитано політичну заяву, в якій передбачено отримання необхідних позик і кредитів в обмін на надання концесій "для створення нових підприємств, необхідних для систематичного розвитку не використаних ще продуктивних сил Росії по загальному плану". Для того щоб об'єкти концесії не стали сферами впливу іноземних держав, з регіонів, яких стосувалися концесії, передбачалося виключити Урал, Донецький і Кузнецький вугільні басейни та район Баку.

Особливі надії на концесії пов'язувалися із США. Окремі радянські діячі (Ларін) ще взимку 1917-1918 р. розробляли план укладання торгівельної угоди із США, складовою якого було надання в концесію Камчатки. Тоді ідеї концесій сприймалися більшістю як передчасні й нереальні. Але контури майбутнього радянської концесійної політики було накреслено саме в ті роки.

Першим американським концесіонером став відомий американський підприємець Арманд Хаммер, який після переговорів безпосередньо з В.І. Леніним у 1921 р. отримав концесію на видобуток азбесту на Алапаєвських рудниках терміном на 25 років, а в 1925 р. – концесію на організацію виробництва олівців у Москві. Того року японці отримали концесію на вилов риби в далекосхідних морях.

У XX столітті широкого розвитку набули міжнародні концесії, які надавалися великим монополіям. Ці концесії давали змогу встановити контроль над джерелами сировини та забезпечити вплив економічно розвинутих країн в Азії, Африці та Латинській Америці.

Законодавство України про концесії якісно відрізняється тим, що сфера використання природних ресурсів не належить до дозволених об'єктів концесії. Відповідно до Закону в концесію можна надавати таке майно:

- цілісні майнові комплекси підприємств або системи цілісних майнових комплексів підприємств, які забезпечують комплексне надання послуг у визначених законом сферах діяльності;
- об'єкти незавершеного будівництва та законсервовані об'єкти, які можуть бути добудовані з метою їх використання для надання послуг щодо задоволення громадських потреб у визначених сферах діяльності;
- спеціально збудовані об'єкти відповідно до умов концесійного договору.

Якщо для здійснення концесійної діяльності потрібні земельні ділянки, то вони надаються в користування концесіонеру, зокрема на умовах оренди, на термін дії концесійного договору відповідно до положень Земельного кодексу України.

Закон встановив суттєве обмеження концесійної діяльності: передача концесіонером своїх майнових прав, що випливають з концесійного договору або об'єктів концесії, третім особам можлива лише за згодою концесіодавця, якщо інше не встановлено спеціальним законом про концесійну діяльність в окремих сферах господарювання. Проте цим самим по суті підтверджено принципову можливість передачі як майнових прав, так і самого майна, що є об'єктом концесії, третім особам. Отже, виникають певні аналогії з піднайомом (суборендою) майна.

Ефективною була б передача в концесію об'єктів незавершеного будівництва з метою їх добудови. Це дало б змогу розморозити значні капітальні вкладення, залучити іноземні інвестиції, створити нові робочі місця, збільшити обсяги виробництва тощо.

Після прийняття Закону розпочалася робота з визначення об'єктів концесії та розроблення підзаконних актів. Постановою Кабінету Міністрів України від 18 січня 2000 р. № 72 вже визначено порядок реєстрації концесійних договорів ФДМУ. На черзі прийняття постанов Кабінету Міністрів України щодо порядку створення конкурсної комісії та проведення концесійного конкурсу, методики розрахунку граничних розмірів концесійних платежів, умов надання концесіонерам дотацій, компенсацій пільг.

Основними принципами концесійної діяльності щодо будівництва та експлуатації доріг визначено такі:

- дотримання чинних в Україні стандартів, норм і правил будівництва, ремонту та утримання автомобільних доріг;
- надання на період будівництва автомобільної дороги концесіонеру пільг щодо сплати податків і зборів;
- обов'язкова наявність безоплатних автомобільних доріг чи окремих смуг руху вздовж об'єкта концесії, що знаходяться у належному для експлуатації технічному стані, як альтернативного варіанта зручного проїзду транспортних засобів у потрібному напрямку.

Концесії на будівництво автомобільних доріг будуть надаватися передусім у напрямках міжнародних транспортних коридорів і магістралей категорії "Є". Під час будівництва і експлуатації доріг 90% робочих місць концесіонер зобов'язаний надавати для працевлаштування громадян України; 70% будівельних матеріалів (у вартісному розрахунку) мають бути вітчизняного походження.

Крім того, при активному будівництві, наприклад, виробничих потужностей не вистачатиме, а якість українського бітуму не задовольняє вимоги європейців, тому незабаром постане проблема будівництва бітумних заводів.

Серйозне нарощування виробництва чекає й на галузі, які традиційно вважаються забезпеченими роботою, - наприклад, для будівництва траси "Косини - Київ" протягом 5 років потрібно 1900 тис. т. цементу – отож усієї наявної української цементної промисловості лише на цей об'єкт треба працювати більш ніж півроку.

Таблиця 1

Потреби основних матеріально-технічних ресурсів для будівництва мережі нових швидкісних автомагістралей

Витрата будівельних матеріалів	Назва ділянки	
	Косини - Київ	Ягодин - Керч
Залізобетон, тис. метрів куб.	2711,4	4800,0
Асфальтобетон, тис. т	9200,0	15600,0
Метал, тис. т	971,6	760,0
Цемент, тис. т	1900,0	1550,0
Бітум, тис. т	500,0	930,0
Щебінь, тис. метрів куб.	16500,0	19500,0

Неабияк зросте також потреба в залізобетоні, щебені та інших будівельних матеріалах (табл. 1). Оскільки проїжджа частина буде відділена від прилеглої території парканом, розділена відбійною смугою, постане потреба у металі (971,6 тис. т на "київську" трасу).

На будівництві автодоріг зможуть працювати не лише промислові гіганти, магістралі європейського рівня потрібна ще й фарба для розмітки, дорожні знаки, світловідбивна плівка,

одяг та інструменти для працівників, зелені насадження тощо. Більшість цих “дрібниць”, які для такої масштабної будови виливаються у величезні суми, забезпечуватимуть українські підприємці, іноземними будуть технології, техніка та фахівці, які стежитимуть за процесом спорудження (відповідальні інженерно-технічні та фінансові менеджери, деякі техніки тощо).

До цього основна кількість дорожніх працівників будуть українськими. Постачальниками робочої сили для спорудження магістралей стануть прилеглі території, - наприклад, на трасі “Косини - Київ” – це Закарпатська, Івано-Франківська, Тернопільська, Вінницька, Житомирська та Київська області. Працюватимуть на будівництві доріг 140 тис. мешканців цих областей.

Загалом уся програма будівництва п’яти магістралей потребуватиме 673 тисячі осіб. Причому багато хто з них працюватиме на дорогах і надалі – для їх обслуговування треба 18,3 тисяч осіб, переважно з місцевого населення.

Виходячи із закордонного досвіду, території в діаметрі 100 – 150 км від магістралі відчуватимуть суттєве економічне пожвавлення. У першу чергу це стосується галузей, які забезпечуватимуть життєдіяльність магістралі та подорожуючих, це, насамперед, сільське господарство, сфера технічного та побутового обслуговування, зв’язок, охорона тощо. Завдяки збільшенню швидкості перевезень українські міста, поблизу яких пролягатиме траса, стануть “ближчими” одне до одного та до країн Європи, що відіб’ється передусім на торгівлі між ними.

Таким чином, проведені дослідження підтверджують, що концесія може розглядатися як один з видів майнового найму. Концесія може бути застосована з метою забезпечення ефективного використання державного майна, що знаходиться на балансах господарських товариств і відокремлюється під час їх переприватизаційної підготовки.

ОКРЕМІ ОРГАНІЗАЦІЙНО-АНАЛІТИЧНІ ЧИННИКИ ЕФЕКТИВНОГО ФУНКЦІОНУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ У ЗОНІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

А.М. Шлапак

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Розкриваються важливі проблеми сучасного функціонування сільськогосподарських підприємств в умовах реформування та зміна власності на основні засоби виробництва. Показана необхідність використання перспективного аналізу в обґрунтуванні безбиткового обсягу виробництва продукції та її конкурентоспроможності.

Розвинуте ринкове середовище ґрунтується на приватній власності та вільному підприємництві, що в свою чергу дозволяє більш глибоко розкрити творчі здібності людини, отримувати від виконуваної роботи найбільше задоволення та матеріальну винагороду.

У цьому контексті надзвичайно важливим є “Указ Президента України “Про невідкладні заходи щодо прискорення реформування аграрного сектора” №1529 від 3.12.1999 р.

Як показує досвід розвинутих країн, висока ефективність функціонування сільськогосподарських підприємств на основі приватної власності досягається також завдяки розвинутій мережі як горизонтальної, так і вертикальної кооперації.

Тому варто нагадати слова видатного українського економіста М.Т.Барановського, який ще у 1919 році писав: “Виступаючи на ринку як продавець свого трудового продукту селянин стає жертвою капіталістів скупників, котрі, користуючись з господарської селянина, купують його продукт за ціною, значно нижчою від ринкової. А купувати все собі необхідне

селянинові доводиться за ціною надмірно високою. Окремо працюючий не має сили захистити свої інтереси, але, з'єднавшись в групи, працюючі стають грізною силою.

Щоб вижити в цей нелегкий перехідний період і у подальшій конкурентній боротьбі підприємству, що функціонує в зоні радіоактивного забруднення, потрібно докласти достатньо зусиль, для того щоб отримати максимум прибутку, який повинен бути обґрунтований відповідними аналітичними розрахунками. Виробник продукції повинен бути впевнений, що його продукція знайде відповідний ринок збуту та свого покупця.

Виходячи з цього, першочерговим завданням створюваних підприємств є проведення маркетингового аналізу, тобто виявлення потенційних ринків реалізації передбаченої виробництва продукції, можливості конкурентів та фактори як зовнішнього, так і внутрішнього середовища, що можуть вплинути на можливість господарювання. На основі маркетингового аналізу розробляються заходи щодо організації виробництва і збуту продукції яка зорієнтована на вимоги ринку, та реальні запити покупця, а це є основою одержання прибутку та розвитку підприємства.

Щоб забезпечити повне повернення витрат на виробництво та реалізацію продукції, потрібно заздалегідь знати критичний об'єм її продажу як у грошових, так і натуральних одиницях. Для цього використовують як графічний, так і аналітичний способи розрахунку.

Більш значним, на нашу думку, є аналітичний спосіб, при якому визначається маргінальний дохід (МД) як сума постійних витрат (ПВ) та прибутку (П).

$МД = ПВ + П$: або як різниця між виручкою від реалізації продукції (ВР) і змінними витратами (ЗВ)

$$МД = ВР - ЗВ;$$

Згідно з цим критичний об'єм продажу у грошовому вимірі (О) вираховується як

$$О = (ВР * ПВ) / МД$$

Для розрахунку критичного об'єму реалізації продукції у натуральних величинах потрібно змінити максимальний об'єм реалізації продукції у грошовому вимірі на відповідний об'єм реалізації у натуральних одиницях

$$О = (Н * ПВ) / МД$$

Також для визначення критичного об'єму реалізації продукції можливо використати замість суми маргінального доходу ставку маргінального доходу у ціні за одиницю продукції (СМ)

$$СМ = МД / О;$$

А з цього маргінальний дохід може бути вирахований як $МД = О * СМ$;

Тоді формула безбиткового об'єму реалізації продукції може мати такий вигляд:

$$О = ПВ / СМ$$

Запорукою ефективної діяльності підприємства у ринкових умовах також є висока конкурентоспроможність його продукції. Тому потрібно проводити оцінку конкурентоспроможності вироблюваної продукції.

Для цього використовують узагальнений показник конкурентоспроможності аналізованого виду продукції (УК), який визначається співвідношенням групового показника за якісними параметрами (Ія). Це відповідність стандартам, які регламентують межі, за якими даний параметр не повинен виходити до групового показника ціни споживання продукції (Іцс), що включає витрати на придбання, транспортування до місця користування та інші непередбачені витрати.

$$УК = Ія / Іцс$$

Слід зазначити, що чим ближче величина узагальненого показника наближається до одиниці, тим вища конкурентоспроможність аналізованого виду продукції та запорука успішної діяльності будь-якого підприємства, а особливо тих, що знаходяться у забрудненій зоні.

Тому, вирішуючи організаційні питання ефективного функціонування сільськогосподарських підприємств, його керівникам потрібно більше уваги приділяти перспективному (прогнозному) аналізу, що обмежує ризик та забезпечує обґрунтування планових показників.

УДК 502.33:003

РАДИОЭКОЛОГИЯ – СОСТАВНАЯ ЧАСТЬ СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ

П.В. Тархов

Украина, Сумский государственный аграрный университет

Автором запропонована економічна оцінка економічного ризику погіршення здоров'я населення, яка є необхідною складовою системи показників, що відображають рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення.

За последние годы резко возрос объем научных исследований, публикаций, законодательных актов, обращенных на регулирование отношений человека и общества к природным ресурсам и окружающей среде. Возникает вопрос, почему эта проблема так остро поставлена именно на сегодняшний день и какие перспективы ее решения?

Человек как вид формировался на протяжении миллионов лет относительно стабильных или же изменчивых экологических условий, включая газовое состояние атмосферы, химический состав природных вод, продуктов питания, уровень магнитных колебаний, освещенности и т.д. За последнее тысячелетие, особенно за последние два-три столетия, организм человека должен был приспособиться к новым условиям жизни: жить и работать в условиях искусственного шума, повышенной вибрации, дышать воздухом с увеличенным содержанием углерода, употреблять пищу и воду с повышенной концентрацией природных элементов и соединений, а также искусственно синтезированных химических веществ, имеющих высокую биологическую активность. В результате этого возникает угроза здоровью. Остро стал вопрос о сохранении окружающей среды не только для настоящего, но и для будущего поколения.

Последствия аварии на ЧАЭС - это еще один из примеров отрицательного влияния физических факторов на организм человека. Несмотря на то, что после аварии прошел значительный период времени, население проживающее в тридцатикилометровой зоне, подвергается комплексу влияний и после аварии, периодически чувствуют апатию, жалуются на снижение памяти, зрения, головную боль и т.д. Уровень заболеваемости населения, в конечном счете, выступает основным интегральным критерием качества жизни как цели всей экономической деятельности общества. Стоимостная оценка ухудшения здоровья населения от различных деструктивных факторов может осуществляться в форме фактического, возможного и предотвращенного ущерба.

Возможный ущерб фактически тождественен уровню риска принимаемых решений, то есть оценке вероятности возникновения возможных потерь общества в связи с отрицательными эколого-гигиеническими факторами. Такая тождественность ускользала из понимания экологов и гигиенистов вследствие малой распространенности понятия "риск" в отечественной научной литературе.

Тем не менее, в последнее время понятие "риск" завоевывает все большую сферу применения, охватывает аспекты оценки и прогнозирования заболеваемости населения, формирования экологически ориентированного медицинского страхования.

Применительно к рассматриваемой проблеме экономической оценки экологического риска ухудшения (повышения) заболеваемости населения вследствие загрязнения среды радионуклидами на фоне действия других неблагоприятных факторов, учет эколого-экономического риска – это вероятностная оценка возникновения экономического ущерба, которая на данном этапе социально-экономического развития общества, производительных сил, социально-гигиенических исследований, а также деградации окружающей среды может быть исчислена с определенной адекватностью по отношению к фактическому и возможному уровню загрязнения внешней и внутренней среды человека.

Величина эколого-экономического риска ухудшения здоровья населения (R_z) в зависимости от возможного уровня загрязнения среды промышленными выбросами определяется следующим образом:

$$R_z = p_z \cdot y \cdot H, \quad (1)$$

где p_z – вероятность ухудшения (повышения) заболеваемости населения в расчете на 1000 человек;

y – величина удельного экономического ущерба от повышенной заболеваемости населения на 1 чел. (руб./чел);

H – численность населения в зоне загрязнения, тыс.чел.;

При возможном (прогнозируемом) уровне загрязнения P или C_i ,

Например, для расчета последствий загрязнения атмосферы величина удельного экономического ущерба y от повышенной заболеваемости населения определяется в зависимости от уровня концентрации конкретных загрязнителей C_i , (мг/м^3), комплексного показателя загрязнения атмосферы P , жесткости климата $Ж$ и массы выброса автотранспорта T .

Расчет комплексного показателя загрязнения атмосферы (P), отражающего опасность этого фактора для здоровья населения, производится по формуле:

$$P = \sqrt{\sum_{i=1}^n K_i^2}; \quad (2)$$

где K_i – кратность превышения возможной (расчетной) среднегодовой концентрации i -го вещества над уровнем ПДК, приведенная к 3-му классу опасности.

$$K_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}; \quad (3)$$

где ПДК_i – среднегодовая предельно допустимая концентрация i -го вещества в атмосферном воздухе.

Приведение кратности превышения ПДК для веществ 1-го, 2-го и 4-го классов опасности к 3-му классу, выполняется на таблице изoeffективных значений кратности превышения ПДК для веществ разных классов опасности, разработанной в НИИОКГ им. А.Н. Сысина, ныне НИИЭЧ и ГОС РАМН. Возможная (расчетная) среднегодовая концентрация i -го вещества может иметь, в принципе, вероятностный характер. Тогда (K_i) имеет вид:

$$K_i = \frac{g_i \cdot C_i}{\text{ПДК}_i}, \quad (4)$$

где g_i – вероятность достижения среднегодовой концентрации i -го вещества на уровне C_i .

Следует отметить, что и установление величины ПДК имеет вероятностный с точки зрения методологии и методики нормирования, влияния фоновых факторов риска окружающей среды (загрязнение продуктов питания, последствия Чернобыльской катастрофы и пр.).

Представляется целесообразным определение непосредственно вероятной величины комплексного показателя загрязнения атмосферы (P) с учетом сочетания действия радиации (например, путем введения коэффициента иммунного статуса)

$$P_n = p_k \cdot P; \quad (5)$$

где p_k – вероятность достижения расчетной величины комплексного показателя P .

В заключение отметим, что экономическая оценка экономического риска ухудшения здоровья населения является необходимой составляющей системы показателей, отражающей уровень экологической безопасности жизнедеятельности населения, основные аспекты его регулирования, которая в общем виде включает:

1. Показатели уровня загрязнения окружающей среды.

2. Оценка риска снижения здоровья населения в зависимости от экологических, приоритетных, социально-экономических факторов.

3. Показатели, которые отражают систему мер по минимизации социального и экономического ущерба, эколого-экономического риска ухудшения здоровья населения: затраты (инвестиции) на поддержание необходимого уровня здоровья населения; государственные расходы в сфере здравоохранения; показатели целенаправленных экономических механизмов (инструментов), направленных на стимулирование проведения социально-ориентированных мероприятий в отношении обеспечения экологической безопасности жизнедеятельности населения (например, льготное налогообложение на эколого-безопасную продукцию, показатели системы экологически ориентированного медицинского страхования и др.); изменение доли затрат на учет и контроль заболеваемости населения.

В данной системе показателей экономическая оценка экологического риска ухудшения здоровья населения является, в принципе, центральной составляющей, поскольку определяется (является следствием) возможного (фактического) изменения уровня загрязнения окружающей среды и является основой регулирования.

Полноценная (корректная) оценка эколого-экономического риска повышения заболеваемости населения вследствие загрязнения среды радионуклидами на фоне загрязнения всех природных сред от промышленности, сельского хозяйства, транспорта с учетом потенциала самоочищения среды определяют более высокий уровень оценки эффективности санитарно-гигиенических мероприятий, обеспечивает информационно-аналитическую основу принятия оптимальных управленческих решений с точки зрения стратегии развития здравоохранения в загрязняемых регионах, соблюдения экологической безопасности жизнедеятельности населения.

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ РОЗВИТКУ АГРОМЕЛІОРАЦІЇ

Л.О. Стахєєва

Україна, Сумський державний аграрний університет

В статті розглянуті еколого-економічні аспекти розвитку агромеліорації, позитивні та негативні сторони використання лісових насаджень як захисних засобів для вирощування сільськогосподарських культур.

Функціонування агропромислового комплексу, спрямоване на виробництво продуктів харчування і пов'язане, насамперед, із порушенням природного стану земельних площ на величезних територіях, обумовлює особливу еколого-економічну відповідальність за раціональне природокористування. Інакше кажучи, вся система АПК, сільського господарства повинна стати дійсно природоохоронною і еколого-економічно доцільною (ефективною). Інтенсифікація АПК не повинна руйнувати такі першорядні життєві цінності, як чиста вода і повітря, екологічно безпечна (якісна) їжа, здорова фауна і флора (біорізноманітність), краса агроландшафтів. За умов глибокої економічної та екологічної кризи, забруднення

навколишнього середовища, зокрема наслідки аварії на ЧАЕС, на одне з перших місць висувається проблема його оздоровлення біологічними засобами, включаючи лісомеліорацію.

Позитивний вплив лісових насаджень проявляється не тільки в якості збереження ґрунту від ерозії, в захисті землі і посівів від видування, суховіїв та засухи, але сприяє підвищенню врожайності сільськогосподарських культур. Кожний гектар лісопосадок захищає близько 25-30 гектарів ріллі. В результаті закінченої системи захисних насаджень прибавки врожаю на 1 гектар землі, за даними УкрНДІЛГА, складає – в Поліссі 3 ц кормових одиниць, в Лісостепу – 4, в Степу – 5 ц. На полях, захищених лісосмугами, вартість додаткового врожаю сільськогосподарських культур в 2 – 2,5 рази перевищує втрати, що пов'язані з вилученням земель для створення лісосмуг.

Розглянемо лісові насадження як провідник радіонуклідів у ґрунти. Вміст радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища змінюється під впливом фізичного розпаду та екологічних факторів. Фізичний розпад ^{137}Sr і ^{90}Sr відбувається приблизно з однаковою швидкістю – радіоактивність їх зменшується удвоє приблизно за 30 років. Протягом наступних 1999-2002 років розпадеться лише близько 5% радіонуклідів, і цей процес істотно не змінить ситуації, але до 2001 року мине 15 років після аварії і в навколишньому середовищі залишиться близько 70% ^{137}Cs і ^{90}Sr , що випали під час аварії. Оскільки сільське господарство ведеться на землях із щільністю забруднення до 555 кБк/м² за ^{137}Cs на 1986 рік, то до закінчення нинішнього віку максимальний рівень щільності забруднення цих ґрунтів не перевищуватиме 388,5 кБк/м². Рівень забруднення території від 37 кБк/м² до 185 кБк/м² трансформується до 25,9 кБк/м² – 129,5 кБк/м².

Триває процес самодезактивації поверхневого шару ґрунтів, але швидкість його незначна. Змивання ^{90}Sr у річкові системи, більша частина якого перебуває у ґрунтах в обмінній формі, становить 0,1-1,0% за рік його запасу на одиницю площі. Змивання ^{137}Cs , вміст водно-розчинної форми якого у ґрунтах не перевищує кількох відсотків, значно менше і становить 0,1% за рік. Горизонтальна міграція радіонуклідів не призведе до відчутного перерозподілу їх ландшафтах.

За рахунок вертикальної міграції поверхневий шар ґрунтів очищається повільно. Швидкість цього процесу більша на природних ландшафтах з непорушеною структурою ґрунтів. На органогенних торфових ґрунтах з малим вмістом фізичної глини значна частка ^{137}Cs перебуває у рухомій формі, здатній пересуватися вниз за профілем ґрунтів. Глейовий горизонт при цьому відіграє роль геохімічного бар'єра, в якому ^{137}Cs зв'язується з окисами важких металів, що перебувають в аморфному стані. Екологічний період напівочищення кореневого шару ґрунту співмірний з періодом напіврозпаду цезію або перевищує його, тому не слід сподіватися на швидку зміну коефіцієнтів переходу.

Найвища міграція стронцію спостерігається на слабогумусованих пісках. Для цих ґрунтів період напівочищення кореневого шару може бути значно меншим за період розпаду стронцію і становитиме 5-10 років.

На ріллі заглиблення радіонуклідів значно менше впливає на рівень накопичення їх рослинами завдяки постійному перемішуванню орного шару. За різними даними, через плужну підшову за період після аварії перейшло не більше 10-20% вмісту цезію в орному шарі. А споживанню “дарів лісу” необхідно приділити увагу. Це досить істотний додаток до раціону харчування, а також до дози опромінення людини. Так, на Рівненщині середня сім'я споживає 10-12 кг свіжих грибів та 3-5 кг лісових ягід на одного члена сім'ї за рік. В цьому випадку 62% дози формуються за рахунок вживання грибів і тільки 24% - за рахунок забруднення молока та м'яса, 2,5% - хлібопродуктів, овочів та фруктів, решту – інших продуктів. Тому дуже важливо, щоб населення знало реальну радіаційну ситуацію в місцях проживання та роботи, щоб були виділені і обнародовані більш екологічно чисті лісові масиви.

Лісомеліоративним насадженням властива вагома екологічна ефективність. Під наметом лісопосадок водопроникність ґрунту приблизно в 4 рази більша, ніж за її межами. Поверхневий стік в насадженнях майже повністю припиняється, переходить в ґрунт. Завдяки лісопосадкам інтенсифікуються ґрунтоутворюючі процеси. Ліс сприяє накопиченню в ґрунті органічної маси, яка містить радіонукліди, кількість якої поступає в сільськогосподарські культури. Рослини є кормовою базою для тваринництва. Проблема в тому, що цю продукцію споживає людина. Тому ми пропонуємо враховувати, що сільськогосподарська продукція, яка вироблена з культур, що вирости біля лісових насаджень, потребує глибокої переробки.

**Вісник
ДААУ**

**Соціально-економічні аспекти розвитку галузі сільського
господарства на радіаційно забруднених землях.**

**№1
2001**

Для подальшого розвитку агрономеліорації необхідно проводити дослідження економічно-екологічної ефективності створення захисних лісових насаджень з урахуванням якісних параметрів рослинницької продукції.

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ПОВНОГО ЕКОНОМІЧНОГО ОБЛІКУ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

В.В. Глазун

Україна, Сумський державний аграрний університет

В роботі підкреслено, що незважаючи на незначні ймовірності виникнення аварійних ситуацій, їх наслідки носять катастрофічний характер і пов'язані з величезними збитками. Тому особливу увагу набирає економічна оцінка можливих збитків з урахуванням ймовірного характеру їх виникнення.

Ми вважаємо, що одним з актуальних питань для адекватної ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи є зниження якості життя. Саме підвищення якості життя є метою соціально-економічного розвитку. В свою чергу головним критерієм рівня якості життя є здоров'я людини. На сьогоднішній день найбільш яскраво вираженим показником рівня здоров'я та загальної якості життя виступає рівень природного приросту населення, що має характер вимирання як в Росії, так і на Україні.

До теперішнього часу в науковій літературі накопилась цілком достатня кількість фактичних матеріалів, які переконливо характеризують наявність залежності між захворюваністю населення та станом навколишнього середовища. Рівень захворюваності населення, в кінцевому рахунку, виступає основним інтегральним критерієм якості життя як мета всієї економічної діяльності суспільства.

Зниження об'ємів та темпів виробництва за останні роки в країнах СНД не призвело, однак, до покращення стану технічної безпеки, протиаварійної стійкості промислових підприємств, виробництв та об'єктів. Вибухи, пожежі, викиди токсичних речовин, інші аварійні ситуації, що справляють негативний вплив на стан навколишнього середовища, стають все більш частими явищами. З кожним днем все більше росте кількість не лише великих, але і некатегорійних аварій практично в усіх галузях промисловості.

Людські жертви, загибель компонентів біоти, руйнування екосистеми, які можуть настати у віддалені строки, – це також можливі наслідки техногенних катастроф.

Таким чином, негативний вплив техногенних катастроф на природу та населення країни росте, і в найближчий час ріст буде продовжуватися, що приведе до збільшення річних витрат на ліквідацію їх наслідків.

За більшістю із вище наведених критеріїв Чорнобильська катастрофа займає перше місце. Її наслідки в перші післяаварійні роки з офіційної точки зору обмежилися 11 млрд. крб. затрат (в цінах 1986 р.), 237 випадків гострої променевої хвороби (29 чол. з них померли).

Такі радіологічні вагомні радіонукліди, як ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am були викинуті з реактора під час аварії, головним чином, у складі частинок ядерного палива (зокрема, відразу після аварії понад 90 % усього викинутого ^{90}Sr було зосереджено у складі таких частинок палива). Досить великі розміри паливних частинок та їх густина (близько 10 г/см³) зумовили високу швидкість їх осаду з радіоактивної хмари викиду, тому вони випадали ближче до реактора.

Потрібно враховувати збитки від всіх інгредієнтів, перш за все плутонію. Існують дані, що до 40 % всіх радіонуклідів складає плутоній. Що повинно змінити нашу думку про збитки, плутоній переходить в америцій. Інші збитки були визначені з урахуванням шкочинності цезію та стронцію, але є припущення, що вони розпадутся швидше.

Доза опромінення людини зумовлена, в основному, внутрішнім опромінюванням за рахунок надходження радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr до організму з продуктами харчування. Загальні дози від надходження радіоактивних аерозолів у легені, зовнішнього та контактного опромінення за рахунок забруднення шкіри, одягу та робочої поверхні не перевищують 20 відсотків. Вплив зовнішнього опромінення у повній дозі на чорноземі більший, ніж на легкі ґрунти за рахунок меншого накопичення нуклідів у рослинах.

Таким чином, радіаційний стан визначається, насамперед, інтенсивністю включення радіонуклідів у харчовий ланцюг “ґрунт – рослини – тварини – продукція тваринництва”, що значно відрізняється залежно від типу ґрунту та технологічних і екологічних умов виробництва.

Так, вважається, що втрати колишнього СРСР від цієї катастрофи приблизно повинні були скласти 180-250 млрд. крб. без врахування втрат, пов'язаних із захворюваністю людей.

Взагалі оцінки збитку здоров'ю населення зводяться лише до збитку від смертності. Так, на думку американських вчених, ця цифра складає (для всього потерпілого населення) – 200-600 млрд. дол.; на думку вчених Німеччини (для всього потерпілого населення) – 120-200 млрд. дол., а на думку вчених РАН (для населення колишнього СРСР) – 0,95-3,79 млрд. дол.

Така різниця в оцінках пояснюється не лише відмінністю значень коефіцієнтів, що використовуються для розрахунку ризику розвитку радіаційно зл�акісних нововведень (від 125 до 4255 випадків на 10000 чол. – Зв.), але і різницею в оцінці вартості життя (від 23 тис. крб. в цінах 1986 р. до 3 млн. дол. за життя).

Наприкінці відмітимо, що оцінка показників еколого-економічного ризику погіршення здоров'я населення відображає соціальні (суспільні) тези: “не можна задовольнити економічні потреби нинішнього покоління в збиток добробуту та здоров'ю наших нащадків”. Ігнорування екологічного ризику деструктивності захворюваності (здоров'я) населення може привести до значного (катастрофічного) погіршення стану здоров'я нації, моральної та фізичної деградації суспільства та причинити тим самим непоправний збиток національній безпеці держави. В умовах економічної кризи управління процесами забезпечення, дотримання та підвищення здоров'я населення з врахуванням екологічних факторів ризику потребує зважених багатоаспектних рішень на рівні уряду, державних та міждержавних організацій, регіональних органів управління в ракурсі забезпечення соціальної та екологічної безпеки суспільства.

В Сумському державному аграрному університеті проводяться дослідження для підтвердження збитку аграрному сектору економіки та визначення рівня обсягу профілактичних та екологічних компенсаційних заходів.

УДК 338.432: 314.17: 539.1.04

СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ РОЗВИТКУ АГРОПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦТВА В РЕГІОНІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

В.М. Циганок

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Розглянуті процеси міграції населення із зони радіоактивного забруднення, зміни в структурі населення, демографічна ситуація в регіоні, тенденції скорочення сільського населення, трудових ресурсів та зменшення обсягів агропромислового виробництва, зміни в соціальній сфері та вплив наслідків аварій на довкілля.

Дослідженнями встановлено, що в регіоні радіоактивного забруднення Житомирської області протягом 1986 – 2000 рр. спостерігалися значні динамічні процеси формування вражених радіонуклідами територій уточнення рівня радіації на них, визначались сталі тенденції скорочення сільського населення, трудових ресурсів та зменшення обсягів агропромислового виробництва.

За 15 років після аварії на ЧАЕС в зоні радіоактивного забруднення області знято з обліку 29 сіл, жителі яких переселені. Всього за ці роки час переселено з цього регіону 47,6 тис. жителів, в тому числі 17,3 тис. чоловік обов'язковому переселенню, решту вільному. Станом на 1.01.2000 р. в 703 населених пунктах 9 регіонів Житомирщини, віднесених до зони радіоактивного забруднення, ще проживало 381,7 тис. чоловік, що становить 16,5% від такої категорії населення в Україні. З цієї кількості у зоні обов'язкового відселення (II зона) в 46 населених пунктах проживає 4462 чоловік, в 293 населених пунктах зони гарантованого відселення (III зона) – 203,3 тис.чол., в 364 селах зони посиленого радіоекологічного контролю (IV зона) – 173,8 тис.чол. На землях України, де рівень забруднення вище 15 Кюрі на квадратний кілометр проживає більше 10 тис.чол., майже кожний другий – житель Житомирської області; дітей у віці до 14 років – майже 2 тис., з них третина проживає в області. Темпи переселення уповільнюються з кожним роком.

За 15 років, що пройшли після аварії на ЧАЕС, суттєво змінилася структура населення, потерпілих від катастрофи районів. Якщо на кінець 1986 року питома вага сільського населення в регіоні радіоактивного забруднення склала 66%, то на початок 2000 року – 56,1%. Міське населення за період досліджень зросло в регіоні на 30,5 тис.чол., або на 22,3%. Процес природного скорочення населення, який з 1990 року почався в регіоні, значно вплинув на демографічну ситуацію. Якщо у 1986 році природний приріст тут складав 1891 чол., то в 1990 році – зменшення населення складало – 808, а в 1999 р. – 3394 чол. Народилося у 1986 р. – 8323; у 1990 р. – 6253, а в 1999 р. – 4440 чол. Померло у 1986 р. 6432, а в 1999 р. – 7834, на 21,8% більше і на 76,4% більше, ніж народилося. Демографічні процеси, що відбуваються в північних регіонах, погіршили вікову структуру населення регіону і області. Продовжує спостерігатися вплив молодого, працездатного населення з більш небезпечних для здоров'я людей населених пунктів забрудненої зони. Так, в зоні безумовного переселення Житомирської області віковий склад населення молодше працездатного складає 16,1%, працездатного – 44%, старше працездатного – 39,9%, тоді як по аналогічній зоні в Україні відповідно – 21,5%, 48,9% і 29,5%.

Середньорічна чисельність робітників та службовців по регіону радіоактивної зони за 1986 – 1999 рр. скоротилося з 170 тис. до 136,7 тис.чол., в т.ч. промислового персоналу – з 50,1 тис. до 28,5 тис.чол.; працівників в будівництві – з 6,4 тис. до 4,1 тис.чол. За цей же період середньорічна кількість працівників колективних сільськогосподарських підприємств, держгоспів та інших форм організації сільськогосподарських підприємств зони радіоактивного забруднення скоротилося з 83,7 до 41 тис.чол., або в 2 рази. Тільки за 1999 рік кількість працюючих в сільському господарстві тут зменшилась на 7,5 відсотків.

Складні екологічні та демографічні обставини регіону Чорнобильської ядерної катастрофи посилюють труднощі економічного розвитку, породжують ряд глибоких і специфічних проблем у використанні ресурсного потенціалу АПК. На кінець 1999 року у виробничій сфері АПК цього регіону області функціонувало 221 КСП, 4 держгоспи, 3 міжгосподарські підприємства і 49 фермерських господарств. Протягом 2000 року у відповідності з Указом Президента України "Про невідкладні заходи щодо прискорення реформування аграрного сектора економіки" на базі реформованих КП в регіоні створено 217 сільськогосподарських підприємств нової організаційної форми, питома вага яких в області складає 34,3%, з них 91 приватно-орендних підприємств (40,3); 88 сільських товариств з обмеженою відповідальністю (33,6%); 30 сільських виробничих колективів (34,9%). За 15 років після аварії на ЧАЕС в сільськогосподарських підприємствах регіону радіоактивного забруднення спостерігаються такі виробничі тенденції:

— загальна площа під посівами сільськогосподарських культур за період 1986 – 1999 рр. скоротилася на 137,3 тис.га, або на 34,7%, а питома вага в посівних площах області знизилася на 2,8 пп. і складає 30,5%;

— групу зернових культур відносно зменшено на 63,4 тис.га або на 38%, питома вага яких в площах області знизилася на 4,9 пп. Посівні площі картоплі скоротилися у 19,9 раза; овочів – у 6,2 раза; льону-довгунця – у 7,2 раза;

— при скороченні посівів зернових культур на 37,7%, виробництво зерна в регіоні дослідження знизилася до середньорічного рівня (1986 – 1990 рр.) в 3,3 раза; льоноволокна – 24,5 раза; льононасіння – 14,6 раза; картоплі – 41,5 раза; овочів – 12,5 раза. У всіх районах регіону за 1986 – 1999 роки знизилась урожайність цих провідних сільськогосподарських культур.

Спостерігаються негативні тенденції в розвитку галузі тваринництва в сільськогосподарських підприємствах регіону:

— поголів'я ВРХ в сільськогосподарських підприємствах всіх форм власності регіону радіоактивного забруднення скоротилося на 252,3 тис.голів, кількість його на 1.01.2000р. складала 132,9 тис. голів, що в 2,9 менше ніж у 1986 р. Кількість корів в господарствах регіону зменшено на 39,4 тис., або в 1,7 рази. Поголів'я ВРХ в господарствах населення (включаючи фермерів) радіоактивної зони на 1.01.2000 р. скоротилося порівняно до 1986 р. на 21,3%, а корів – на 15%. В підприємствах регіону утримують свиней на 48,9% менше, ніж у 1986 р. Тут залишилися лише 700 овець, у 1986 р. їх було 74,7 тис. У господарствах населення поголів'я свиней за досліджуваний період зросло на 8,9%, а овець – в 3,4 рази.

У 1999 році виробництво м'яса на підприємствах всіх форм власності порівняно з середньорічним обсягом за 1986 – 1990 рр. знизилася в 4,2 рази, молока – в 3,6 рази, яєць – в 11,5 рази. Якщо в 1986 – 1990 роках вісім районів північного регіону виробляли п'яту частину продуктів птахівництва від загальної кількості, то в 1999 р. лише 4,3%.

Продаж заготівельним організаціям продовольчої продукції по всіх категоріях господарств регіону радіоактивного забруднення у 1999 році зменшено порівняно з середньорічними показниками за 1986 – 1990 роки: зерна – у 4,6 рази; картоплі – у 65,4 рази; овочів – у 37,2 рази; плодів та ягід – у 2,8 рази; м'яса – у 8,4 рази; молока – у 6,8 рази; яєць – у 54,7 рази. Заготівлі льоноволокна – основної сировини для текстильної промисловості області – скоротилися в регіоні з 12,4 до 0,5 тис.т, або в 23,7 рази.

У 1999 році в аграрному секторі регіону радіоактивного забруднення вироблено валової продукції сільського господарства на 304,8 млн.грн.. (у порівнювальних цінах 1996 року). Питома вага її у загальному обсязі по області знизилася порівняно з 1986 роком з 36,1 до 32,8%. За 1999 рік валова продукція знизилася на 11,9 млн.грн., або на 3,9%. Питома вага валової продукції сільськогосподарського суспільного сектора складає 28,6%; господарства населення та орендатори виробили 71,3% валової продукції; селянські і фермерські господарства – 0,1%. В більшості господарств не використовується ресурсний потенціал, пустують тваринницькі приміщення і комплекси. Технічні засоби, тракторний і автомобільний парк уже застаріли, відпрацювали амортизаційні строки, зношені, мають низьку продуктивність.

Продуктивність праці середньорічного працівника в цій галузі в 1999 році склала 2342,5 грн., що на 19,2% нижче, ніж в середньому по області. Порівняно з 1998 роком

продуктивність сільськогосподарської праці знизилась в регіоні на 6,7%. В Олевському районі виробляють валової продукції на середньорічного працівника на 1398 грн., в Лугинському – 1813 грн. В цілому регіону радіоактивного забруднення продуктивність праці в сільськогосподарських підприємствах знизилася вдвічі.

Техногенна Чорнобильська катастрофа завдає величезної шкоди навколишньому середовищу, виробничій діяльності, безпеці та здоров'ю людей. Занепадає соціальна інфраструктура регіону. Закриваються магазини, культурно-побутові заклади, школи, дитячі садки, лікарні тощо. Населення районів, що постраждали від аварії, обслуговує 1332, таких на чверть менше, ніж було у 1991 році. На 7,1% зменшилась у 1999 році. Кожен житель зони одержує платних послуг на 23,8%, а побутових – на 26% менше, ніж в середньому по області. Мережа підприємств громадського харчування всіх форм власності скоротилася до 1991 року на 32%.

У 1999 – 2000 навчальному році в регіоні працювало 372 загальноосвітні школи, це на 15% менше, ніж у 1985 – 1986 н.р. Кількість учнів у них скоротилася за досліджуваний період на 17 тис., або на 26,8%. Мережа постійно діючих дошкільних закладів за 1990 – 1999 роки зменшилась в сільській місцевості в 2 рази, а кількість дітей скоротилася в 3,5 рази. В Народницькому районі в 10 дитсадках, що залишилися, утримували у 1999 році лише 12 дітей, тобто в 30,6 рази менше, ніж у 1990 році. У Володарсько-Волинському районі 10 сільських дитсадків у 1999 році дітей не приймали. В районах, які постраждали від наслідків аварії ЧАЕС, як і в цілому по області, триває спад інвестиційної діяльності. Капіталовкладення за рахунок всіх джерел фінансування по регіону радіоактивного забруднення в інвестиціях області за останні 3 роки зменшилась вдвічі. Якщо у 1992 році частка капітальних вкладень, освоєних згідно з Програмою пом'якшення наслідків аварії на ЧАЕС, в обласному обсязі складала 33,3%, то в 1999 році – 12,8%.

Таким чином, в агропромисловому комплексі виникла гостра проблема прийняття на рівні держави, місцевих органів самоврядування і господарських управлінь цільових програмних документів щодо забезпеченню нормалізації життєдіяльності населення, продуктивному використанню трудового, ресурсного і соціального потенціалу регіону радіоактивного забруднення України.

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ РОЗВИТКУ ВИРОБНИЦТВА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ НА РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЛЯХ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

**С.Г. Корчинська
О.А. Корчинська
Т. М. Ратошнюк**

Україна, Інститут аграрної економіки УААН

Розглянуті еколого-економічні питання розвитку виробництва рослинницької продукції на радіаційно забруднених землях Житомирської області. Обґрунтовані напрями зменшення надходження радіонуклідів у продукцію сільського господарства.

Важливе місце серед проблем сучасного землеробства займають проблеми раціонального використання і охорони земель та екологічно небезпечний стан навколишнього середовища.

Житомирська область - одна з найбільш постраждалих внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції. Найбільше забруднення ґрунту радіонуклідами відмічається в Народицькому, Овруцькому, Лугинському, Олевському, Коростенському, Ємільчинському, Малинському, Новоград-Волинському районах. Значна частина

сільськогосподарських угідь має щільність забруднення цезієм-137 до 5 Ки/км^2 , що складає 75% всіх забруднених угідь районів, біля 20 % сільськогосподарських угідь мають щільність забруднення від 5 до 15 Ки/км^2 , 5% - вище 15 Ки/км^2 .

Аналіз виробництва сільськогосподарської продукції на забруднених землях показує, що їхні обсяги скорочуються. Якщо в 1986 році частка валової продукції, виробленої північними районами області, становила 36%, то в 1995 році вона зменшилась до 31%, а в 1999 році становила 33%.

Зменшення обсягів виробництва продукції рослинництва – це наслідок скорочення посівних площ, зміни їх структури, зниження врожайності культур. Так, площа під зерновими культурами у порівнянні з 1986 роком скоротилась на 38%. Також триває скорочення виробництва картоплі і технічних культур. Проте вісім радіаційно забруднених районів залишаються вагомими виробниками цих культур, на них припадає 47,2 % картоплі, виробленої в області і понад 50% льону-довгунця.

Встановлено, що найменшими рівнями накопичення радіоцезію в рослинницькій продукції характеризуються зернові культури. Вирощування цих культур на ґрунтах зі щільністю забруднення до 5 Ки/км^2 дозволяє отримувати сировину, при використанні якої рівні вмісту радіоцезію в харчовій продукції не будуть перевищувати діючі допустимі рівні (ДР-97). Згідно чинного законодавства України сільськогосподарське виробництво дозволяється вести на землях зі щільністю забруднення не більше 15 Ки/км^2 за цезієм-137, до 3 Ки/км^2 за стронцієм-90 і до $0,1 \text{ Ки/км}^2$ за плутонієм-239, а на територіях, які характеризуються підвищеним переходом радіонуклідів з ґрунту в рослини (торфо-болотні, піщані та перезволожені землі), відповідно 5; $0,15$ і $0,01 \text{ Ки/км}^2$.

Необхідність ведення агропромислового виробництва в зоні забруднення вимагає розробки і впровадження у виробництво заходів щодо зниження надходження радіонуклідів у продукцію сільського господарства. Важливого значення в цьому напрямку набуває впровадження агрохімічних заходів: вапнування кислих і слабокислих ґрунтів, застосування органічних і мінеральних добрив, особливо підвищених доз фосфорних і калійних. Застосування окремо вапнякових або органічних добрив може в 1,5 - 3 рази зменшити вміст радіонуклідів у продукції залежно від властивостей ґрунтів, а сумісне внесення органічних і мінеральних добрив на фоні вапнування може зменшити їх вміст у 3-5 раз.

З метою зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію широкого впровадження набуває також комплекс агротехнічних заходів, спрямованих на одержання рослинницької продукції, яка відповідає радіологічним стандартам: проведення оранки на глибину орного шару з попереднім обробітком дисковою бороною або плоскорізним обробітком; докорінне поліпшення сіножатей і пасовищ. Велике значення має також підбір культур та їх сортів при складанні сівозмін. Відомо, що ефективним заходом зниження вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції є вирощування на забрудненій території культур, які відрізняються низьким рівнем накопичення радіоактивних речовин. Так, озимі зернові культури накопичують в 1,5 – 2 рази менше радіонуклідів, ніж ярові. Тому при складанні сівозмін необхідно збільшувати частку озимих культур і зменшувати частку ярових культур.

Підбираючи сорти для вирощування на забрудненій території, слід також враховувати, що скороспілі сорти накопичують в 1,5 – 2 рази більше радіонуклідів, ніж пізні. Таким чином, необхідно змінювати співвідношення сортів у напрямку збільшення кількості пізніх і зменшення скороспілих. Підбір культур і сортів на забрудненій території - найбільш простий і економічно виправданий засіб зниження вмісту радіонуклідів у рослинницькій продукції.

УДК 368.574 (477)

СТРАХОВИЙ ЗАХИСТ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНИХ ІНТЕРЕСІВ НАСЕЛЕННЯ В КОНТЕКСТІ ПОДОЛАННЯ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

О.М. Віленчук

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Запропонована ефективна система страхового захисту ядерних та енергетичних ризиків в контексті правового забезпечення соціально економічних інтересів населення.

Вирішення проблем оптимізації природокористування, що основана на концепції сталого розвитку, вимагає перетворення всієї господарської діяльності на екологічно безпечну, тобто таку, яка в достатній мірі відповідає б умовам гармонійного розвитку суспільства і природи.

Нинішня екологічна ситуація в Україні характеризується як глибоко еколого-економічна криза, котра зумовлена недостатньою увагою до проблем охорони навколишнього середовища і відсутністю дієвих механізмів відшкодування збитків, нанесених в результаті надзвичайних ситуацій.

За останні роки спостерігається зростання збитків, пов'язаних з технологічними аваріями, глобальними змінами клімату, руйнуванням озонового шару, надмірним забрудненням атмосферного повітря, накопиченням відходів, особливо токсичних та радіаційних, зниженням біологічного різноманіття. Аварія на Чорнобильській атомній електростанції 1986 року з її величезними медико-біологічними наслідками спричинила в Україні ситуацію, що наближається до рівня глобальної екологічної катастрофи. Загальний обсяг збитків спричинених Чорнобильською аварією досягає понад 140 млрд. дол. США.

Особливе занепокоєння викликає демографічна ситуація у державі. В Україні з 1991 року відсутній приріст населення, а тривалість життя на 6 років нижча, ніж у розвинутих країнах. Темпи зростання загальної захворюваності за останні роки становлять близько 351. В Житомирській області проживає 465,7 тис. чоловік, які мають статус потерпілих, або кожен третій житель. Чисельність населення забрудненої зони становить 381,7 тис. чоловік.

Такий стан справ з екологією в країні вимагає пошуку нових джерел фінансування, природоохоронних заходів. В умовах дефіциту бюджетів усіх рівнів, низької платоспроможності як населення, так і переважної більшості підприємств страхування набуває ролі важливого фінансового джерела відшкодування збитків, які спричинені надзвичайними ситуаціями.

Страхування необхідно розглядати як соціально-економічний інститут, який спрямований на задоволення фундаментальних потреб суспільства, його груп та окремої людини, а також майнових та інших інтересів, які можуть постраждати внаслідок техногенного впливу.

З метою використання ефективних засобів цивільного захисту населення від техногенних катастроф, необхідно розвивати систему страхування і страхового виховання населення, що дасть можливість сформувати необхідні страхові резерви, а також дозволить частково зменшити витрати обласних та місцевих бюджетів на запобігання та ліквідацію наслідків надзвичайних ситуацій.

Програмою розвитку страхового ринку України до 2005 року і на перспективу до 2010 року передбачено створення ефективної системи страхового захисту майнових інтересів фізичних та юридичних осіб, що забезпечується реальною компенсацією збитків, спричинених в результаті непередбачених природних явищ, техногенних аварій та негативних соціальних наслідків за рахунок резервів страхових компаній.

Впродовж років в Україні серед вчених і практиків активно дискутується питання про запровадження обов'язкового страхування цивільної відповідальності оператора ядерних

установок. Проте цей процес досі гальмується відсутністю механізму його здійснення та необхідної правової бази.

В усьому світі, починаючи з 70-х років, запроваджені механізми здійснення цього виду страхування, визначені межі відповідальності оператора, страховиків та держави, створені ядерні пули, через які здійснюється цей вид страхування, адже ризик настільки великий, що жодна, навіть найпотужніша страхова компанія не може самостійно прийняти його на себе.

В зарубіжних країнах світу майнове страхування підприємств і установок, на яких застосовується ядерні та радіаційні технології, страхування проводиться в обов'язковому порядку.

В Україні використання світового досвіду стає ще актуальнішим з огляду на те, що наша держава належить до країн із значним потенціалом ядерної індустрії. На її території розміщені 5 підприємств по видобутку та переробці радіоактивної руди. Діяльність біля 5 тисяч підприємств та організацій пов'язана з використанням джерел іонізованого випромінювання. В нашій країні функціонують 4 атомних електростанції, які здійснюють непомірний тиск на навколишнє середовище. Закриття Чорнобильської АЕС не вирішує основних екологічних проблем. Наслідки техногенної катастрофи будуть хвилювати суспільство ще не один десяток років. Одна з головних причин такого становища полягає у тому, що протягом тривалого часу в нашій державі була відсутня система правового регулювання відносин в процесі використання ядерної енергетики.

В колишньому СРСР і, на жаль, поки що в Україні, відсутній законодавчий механізм правового захисту від несприятливих наслідків ядерних інцидентів. Саме тому в результаті чорнобильської катастрофи не було забезпечено адекватного і економічно обґрунтованого відшкодування збитків особам, що потерпіли внаслідок цієї аварії. В наукоємких галузях – таких, як атомна промисловість та енергетика, визначена ймовірність настання ризику вважається проблематичними завданнями, тому що розвиток страхування в цих галузях вважається особливо складним.

У 1996 році Україна приєдналася до Віденської конвенції про цивільну відповідальність за ядерну шкоду і прийняла повні зміни та доповнення до свого внутрішнього законодавства але за відсутністю відповідного механізму впровадження цього законодавства, страхування ядерних ризиків на сьогоднішній день практично не проводиться.

Враховуючи світовий досвід і вимоги чинного законодавства України, у 1996 році був створений Ядерний страховий пул України, діяльність якого в певному сенсі гальмується через те, що й досі він не отримав законодавчого закріплення. Не зважаючи на проблеми законодавчого характеру і враховуючи соціально-економічне становище в Україні, страховики-члени пулу розробили свої пропозиції для перехідного періоду, які стосуються страхування цивільної відповідальності операторів ядерних установок найбільш раціональним шляхом.

Такий механізм дозволить забезпечити реальний захист інтересів оператора; перестрахувати ці ризики за кордоном і тим самим увійти у міжнародну спільноту. Міжнародна співпраця на ринку страхових послуг дозволить створити додаткове надходження валютних коштів з-за кордону в українську економіку шляхом отримання в перестрахованні іноземних ризиків.

Страхування ядерних ризиків, в тому числі страхування цивільної відповідальності оператора ядерних установок, має цілий ряд особливостей.

По-перше, це ризики, наслідки настання яких важко перебачити і які мають потенційно катастрофічний характер.

По-друге, міжнародними конвенціями та національним законодавством України встановлений занадто високий для однієї страхової компанії рівень відповідальності оператора (за курсом НБУ на сьогодні це більше 2 млрд. гривень).

По-третє, складність цього ризику полягає в тому, що, наприклад, деякі хвороби внаслідок радіаційного опромінення проявляються не одразу, а через певну кількість років, і тому міжнародними конвенціями та національним правом багатьох країн встановлені терміни позовної давності, достатні для узгодження медичних та правових проблем, середньою тривалістю до 10 років з дня настання ядерного інциденту та до 20 років з дня виникнення цього ядерного інциденту, якщо ядерна шкода, завдана ядерним інцидентом, пов'язаним з

ядерним матеріалом, який під час цього інциденту був викрадений, загублений, викинутий чи залишений без догляду. А право на подання позову про відшкодування ядерної шкоди, заподіяної життю і здоров'ю особи, не обмежується строком давності.

Майже всі держави, які експлуатують ядерні установки, ще 50 років тому пішли шляхом створення ядерних пулів для здійснення колективного страхування таких складних і серйозних ризиків.

Практичне запровадження страхування ядерних ризиків, а також забезпечення соціально-економічних інтересів громадян має бути зваженим і поступовим. Слід іти від простих страхових операцій до складних у міру нагромадження досвіду, від регіональних експериментів до запровадження страхування в екологічно найнебезпечніших регіонах і у всій Україні.

ВДОСКОНАЛЕННЯ ОЦІНКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ АПК, РОЗТАШОВАНИХ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЗАБРУДНЕНИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

**А.П. Шваб,
І.В. Дем'янюк**

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Розглядаються проблеми оцінки ефективності діяльності сільськогосподарських підприємств в умовах переходу до ринкових відносин та ускладнення екологічної ситуації внаслідок аварії на ЧАЕС. Пропонується застосування інтегрального показника при оцінці ефективності діяльності підприємств АПК

В умовах формування ринкового господарства і розбудови національної економіки конкурентноздатність стає однією із найбільш гострих проблем, які постають перед підприємствами агропромислового комплексу України. Досягнення конкурентноздатності стає можливим при умові забезпечення кращого співвідношення між сукупними витратами і надходженнями, тобто підвищення ефективності виробництва та реалізації продукції. Проте економіка сільського господарства і галузей АПК завжди є функцією навколишнього агроекологічного середовища, яке утворюється чинниками природнокліматичних, демографічних і економічних умов господарювання. Тому при розгляданні проблеми оцінки ефективності діяльності підприємства агропромислового комплексу ці чинники слід розглядати у тісному взаємозв'язку. Особливо це стосується областей України, які постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

На даному етапі розвитку економіки України перед підприємствами АПК постають проблеми, які вимагають свого рішення, а саме :

- впровадження інтенсифікації виробництва;
- недосконалість економічного механізму природокористування;
- зменшення фінансування на потреби охорони природи;
- невиконання чинного природоохоронного законодавства та його недосконалість;
- порушення технології вирощування сільськогосподарських культур;
- погіршення соціального стану на селі та інші.

Всі ці проблеми відчутно збільшують антропогенно-техногенні навантаження на природні ресурси (земельні, зокрема), а також на людину як частку природи. Особливо це відчувається в районах, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи.

Таблиця 1

Викиди шкідливих речовин в районах Житомирської області, які постраждали
внаслідок аварії на ЧАЕС.

Показники	1986 р.	1990 р.	1996 р.	1997 р.	1998 р.
1. Кількість підприємств, які викидають шкідливі речовини в повітря, одиниць.	157	159	200	198	195
2. Питома вага в області, %	35,0	35,0	35,4	35,2	35,6
3. Кількість джерел викидів шкідливих речовин, одиниць.	3011	2554	2966	2871	2757
4. Питома вага в області, %	21,3	23,9	30,1	29,7	29,9
5. Викинуто шкідливих речовин в повітря, тонн.	41650	40153	10682	7639	6138
6. Питома вага в області, %	46,2	47,3	46,2	44,5	41,8
7. Знешкодження шкідливих речовин, тонн	51854	39520	22851	9211	6521
8. Питома вага в області, %	46,5	13,3	52,0	40,8	58,8

Житомирська область – одна із трьох областей України, які найбільше постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС. На території області проживає біля 3% населення України, але більша частина проживає в зонах безумовного відселення (1,5%) та в зоні гарантованого відселення.

Все це ще більше загострює загальні проблеми, які постають перед підприємствами АПК Житомирщини порівняно з підприємствами інших областей. Причому головними стають найбільш гострі проблеми: природокористування та соціальні. Це підтверджують і статистичні дані таблиці 1

Як свідчать дані таблиці 1, незважаючи на великі витрати та зусилля по будівництву очисних споруд, проблема викидів шкідливих речовин все ще залишається повністю нерозв'язаною. Тим більше, що всі ці споруди вимагають постійного фінансування для підтримання їх у належному стані.

Екологічний тиск одночасно з економічним відчуває і людина, як частина природи. Внаслідок цього погіршилась демографічна ситуація в області в цілому і на територіях, що знаходяться в забрудненій зоні, зокрема.

Демографічна ситуація на забруднених територіях Житомирщини приведена в таблиці 2.

Дані таблиці 2 свідчать, що всі негативні показники, які відображають демографічну ситуацію в забруднених районах Житомирщини (зменшення населення, народжуваності, смертність, дитяча смертність, розлучення), мають тенденцію до погіршення порівняно як із середньо обласними, так і по роках. Особливу тривогу викликає зростання смертності населення (на 47,1%) за десятиріччя 1986-1996 рр., в той час як по області цей показник зріс всього на 35,6%.

Всі ці явища свідчать про те, що при вивченні та вирішенні проблем, пов'язаних з підвищенням ефективності виробництва на підприємствах АПК, головним повинно стати підвищення життєвого рівня населення та покращення екологічних умов його існування. І саму проблему ефективності сільськогосподарського виробництва в забрудненій зоні варто розглядати як соціально-еколого-економічну. Для вирішення даної проблеми необхідно розробити такий механізм природокористування, при якому людина вважається часткою природи навколишнього середовища. Основою такого механізму, повинна стати природозахисна функція будь-якого виробництва і, особливо, сільськогосподарського. Це дасть змогу через збереження, раціональне використання природно-ресурсного потенціалу, людського фактора не лише підвищити економічну ефективність агропромислового виробництва, а й зменшити забруднення сільськогосподарської продукції шкідливими для здоров'я людини речовинами і в цілому покращити рівень життя населення.

Таблиця 2

Демографічна ситуація в забруднених районах Житомирщини

Показники	1986	1990	1996	1997	1998
1. Наявність населення, чол.	397,5	386,2	400,2	390,8	386,3
2. У % до всього по області, %	25,5	25,6	27,3	26,8	26,7
3. Природний приріст, (+) зменшення (-) населення, чол.	1891	-808	-2677	-3074	-2817
4. По області, чол.	6222	-433	-7945	-8561	-8486
5. Народжуваність, чол.	8323	62,53	5501	5008	4872
6. Питома вага по області, %	34,0	31,8	34,5	33,7	34,5
7. Смертність населення, чол.	6432	7061	8178	8022	7659
8. Питома вага по області, %	35,2	35,2	34,3	34,5	34,0
9. Дитяча смертність (померло дітей у віці до 1 року на 1000 народжених), чол.	12,5	16,2	14,3	17,2	12,0
10. По області, чол.	13,5	14,5	13,2	14,0	12,1
11. Зареєстровано шлюбів	5134	4934	3066	3417	3045
12. Зареєстровано розлучень	1091	1161	1436	1391	1388
13. Кількість розлучень у % до шлюбів	21,2	23,5	46,8	40,7	45,6
14. Кількість розлучень у % до шлюбів в цілому по області	25,8	27,0	51,5	45,0	51,5

Для вирішення всіх цих проблем необхідно змінити сам методологічний підхід до оцінки ефективності діяльності агропромислового комплексу, яка має інтегральний характер. Тому для оцінки діяльності підприємства необхідно застосувати системний підхід. Це передбачає врахування низки факторів, які здійснюють вплив на результати діяльності підприємств. А саме:

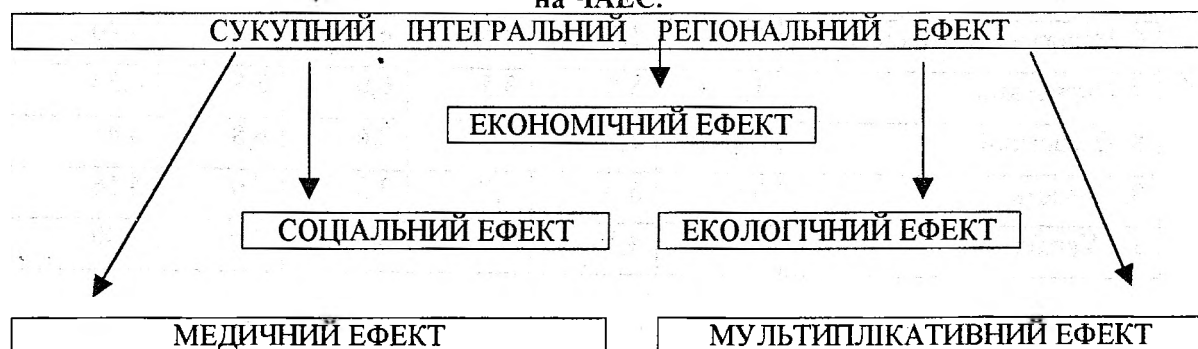
– повнота набору можливих в умовах регіону видів діяльності агропромислових підприємств (рослинництво, тваринництво, капітальне будівництво, переробка, торгівля, фінанси);

– повнота набору видів ефектів від діяльності цих підприємств (економічний, екологічний, соціальний, медичний, мультиплікативний та інші).

Все це призводить до думки, що ефект від функціонування підприємств АПК в умовах забруднених територій можна подати у вигляді сукупного інтегрального ефекту, склад якого відображається блок-схемою 1.

Блок-схема 1

Формування інтегрального регіонального соціально-еколого-економічного ефекту від функціонування підприємств АПК, які знаходяться в зоні, забрудненій внаслідок аварії на ЧАЕС.



При оцінці ефективності діяльності підприємств АПК на забруднених територіях можна користуватися інтегральним показником, де відображається загальний результат діяльності підприємств. Це результат, який досягнуто завдяки взаємодії економічних, екологічних та соціальних факторів. Фактично інтегральний показник ефективності діяльності

підприємств відображає досягнутий стан виробництва при існуючих природних та соціальних умовах.

Для розрахунку інтегрального показника ефективності можна застосувати метод рангової стандартизації критеріальних показників виміру цих ефектів. Це допомагає подолати непорівнянність величин, які при цьому використовуються. Результати досліджень відображенні у таблиці 3.

При аналізі даних таблиці 3 слід пам'ятати, що найвищим рангом є "1". Збільшення показника свідчить, що підприємство має гіршу інтегральну ефективність. Чим ближче інтегральний показник до "1", тим більшою є ефективність виробництва на підприємствах АПК з врахуванням економічного, екологічного, соціального, медичного та мультиплікативного факторів.

Таким чином, як свідчать дані таблиці 3, найгірші показники інтегральної ефективності у Коростенському та Народицькому районах – 5,56. Найбільше вплинули на цей показник екологічні, медичні та соціальні фактори. Звертає на себе увагу і те, що в цілому по області та Україні інтегральний показник ефективності має досить високе значення: 4,56 та 5,00 відповідно, тобто вони дуже далекі від "1". В області на це вплинули екологічні та мультиплікативні, по Україні - медичні та мультиплікативні фактори. Введення інтегрального показника ефективності для підприємств АПК дозволить, на нашу думку, вирішити широке коло питань, пов'язаних з аналізом діяльності товаровиробника в обтяжуючих умовах забруднення довкілля. За допомогою цього показника можна також вимірювати соціальні наслідки функціонування та планувати засоби захисту природи.

Таблиця 3

Інтегральна соціально-еколого-економічна ефективність діяльності підприємств АПК в умовах забрудненої зони Житомирської області у 1997 році.

Адміністративні райони	Середньо рангова ефективність					Інтегральний показник ефективності
	Економічна	Екологічна	Соціальна	Медична	Мультиплікативна	
1. Емільчинський	7,0	4,0	5,5	5,6	4,0	5,22
2. Коростенський	5,0	5,5	5,5	7,0	4,8	5,56
3. Лугинський	6,5	4,5	2,0	4,2	3,8	4,20
4. Малинський	6,0	4,0	1,5	3,1	3,6	3,64
5. Народицький	3,0	7,0	7,0	6,8	4,0	5,56
6. Новоград-Волинський	2,5	1,0	2,5	6,0	5,0	3,40
7. Овруцький	1,5	5,0	3,5	6,0	3,8	4,56
8. Олевський	4,5	5,0	3,5	2,6	6,8	4,48
9. Область	3,0	5,0	4,5	3,3	7,0	4,56
10. Україна	4,0	4,5	3,5	6,0	7,0	5,00

Автори не претендують на вичерпне та остаточне рішення проблеми оцінки ефективності діяльності підприємств, на остаточні сформульовані рекомендації. Автори будуть вважати, що досягли поставленої мети, якщо висловлені у статті думки послужать внеском у розв'язання поставленого завдання – підвищення конкурентноздатності продукції галузей АПК України.

УДК 1:378.1:504.006

ЕКОЛОГІЧНЕ ВИХОВАННЯ СТУДЕНТІВ: ПРОБЛЕМИ, МЕТОДИ, ПІДХОДИ

О.А. Заглада
В.І. Муляр

Державна агроекологічна академія України м. Житомир
Житомирський інженерно – технологічний інститут

У статті розглядаються проблеми екологічного виховання студентської молоді, його принципи, методи та підходи.

Розбудова суверенної української держави ставить на порядок денний проблеми екології, відповідальності кожного громадянина за навколишнє середовище. Стан його настільки загрозливий, що подальша нерозумна діяльність людини та суспільства, ігнорування екологічних проблем, в кінцевому рахунку, загрожують державності, знищенню всього живого.

В екологічних бідах минулого і навіть сьогодення винні не безлика техніка чи наївне незнання, а міцно укорінене явище тимчасового господаря з прагненням особистої слави за будь-яку ціну та психологією групового егоїзму, який має звичку говорити одне, а робити інше. Жахливе становище природи – наслідок варварського, “завойовницького”, хижацько – споживацького використання її ресурсів.

Величезна роль у вирішенні даних проблем, на нашу думку належить екологічному вихованню суспільства в цілому, молоді зокрема. Це одна із найбільш важливих за значимістю складових систем - національної концепції виховання. Разом з тим екологічне виховання само є системою, а сьогодні, як засвідчує загальноцивілізаційна тенденція розвитку людства, стає самодостатньою одиницею.

Екологічне виховання - найважливіший напрям роботи державних і недержавних, громадських, суспільних організацій, дошкільних, середніх і вищих навчальних закладів, засобів масової інформації, культурно – освітницьких інституцій тощо. Це процес, в якому використовуються певні методи, загально - цивілізаційні та професійно – етичні принципи, підходи, форми та ін.

Зміст, форми і напрями екологічного виховання визначаються не тільки безпосереднім об'єктивним завданням боротьби з екологічними кризами, катаклізмами, аваріями типу Чорнобильської тощо, котрі виникають в значній мірі внаслідок безгосподарності, недбальства, швидкоплинного бажання збагачення, користі та ін., а також загальними завданнями формування екологічного світогляду і культури, випрацювання практичних навичок оберігати довкілля. Мова йде про суб'єктивні фактори екологічного виховання: “мати не тільки знання, а й екологічно діяти і працювати”. Сьогодні очевидно, що не всі з любов'ю ставляться до природи, матері – землі, сумлінно працюють. Відбулося морально – психологічне переродження значної частини громадян нашого суспільства, ерозія а можливо втрата етно – національних зв'язків з природою, культурних, моральних цінностей тощо.

Екологічне виховання – не пасивний, а активний і складний процес. Це важка праця, в якій задіяні, з одного боку, суспільство, соціальне середовище (група, колектив, сім'я, школа), а з іншого самовиховання, бажання вчитися, сприймати і засвоювати знання про природу та здійснювати практичні охоронні заходи.

Особливістю екологічного виховання є його конкретна направленість. Не можна, і не слід займатися екологічним вихованням заради виховання. Необхідно враховувати вік студентської молоді, погляди на довкілля та оцінку його, виявляючи на цій підставі необхідні “зрізи” у підході до екологічного виховання студентів, пам'ятаючи про те, що молодь - найактивніша, динамічна частина суспільства, а в недалекому майбутньому його головна виробнича сила. Їй характерна різка критичність та мінливість стану, надмірна активність

змінюється кричущою пасивністю, бездумна веселість – песимізмом, віра в себе – зневір'ям і скепсисом, альтруїзм – егоїзмом, а жива допитливість – апатією тощо. Свідомість, мотиви поведінки та сама поведінка молоді швидко змінюється. Тут є не тільки негативи, а й позитиви. Це зрозуміло, оскільки з одного боку, є певна загроза “постаріння”, відставання форм і методів екологічного виховання від життя, потреб практики, а з іншого це свідчення того, що індивід розвивається.

Висунення студентів на передній план екологічного виховання не є випадковим. Нинішні студенти – це завтрашні керівники виробництва, пропагандисти екологічних знань, суб'єкти дбайливого ставлення до природи, її ресурсів, а в кінці кінців це екологічні кадри. Екологічне виховання вимагає диференційованого підходу до самих студентів. За даними соціологічних досліджень, рівень світоглядної зрілості, екологічних переконань студентів не тільки різних вузів, а й різних курсів одного й того ж вузу – неоднаковий. Ставлення студентів, особливо перших курсів, до природи і екології залежить, як відомо, від багатьох факторів: сімейного виховання, екологічного виховання у школі, в якій вони вчилися, екологічної ситуації в регіоні, активності та ефективності дій місцевих екологічних організацій тощо.

Особливий підхід в екологічному вихованні необхідний до студентів, вихідців з міста чи села, чистого безпечного чи радіаційно – забрудненого середовища. За таких умов слід максимально використовувати соціологічні дослідження, місцевий матеріал, готувати студентів до умов того регіону, де їм прийдеться жити й діяти. А це ставить завдання упорядкувати роботу з випускниками, котру необхідно вести системно і скоординовано, щоб кожен студент ще з вузівської лави знав район своєї майбутньої роботи, екологічну ситуацію в ньому.

Дуже важливо, щоб студенти сумлінно оволодівали екологічними знаннями, не тільки накопичували їх, а й прагнули використовувати на практиці, виступали перед громадськістю з лекціями, бесідами, організовували дискусії, диспути тощо. Ця сторона екологічного виховання студентів є найважливішою, завершує їх вузівське навчання і виховання. Обов'язок громадських організацій вузу, кафедр, деканатів, ректорату подбати про створення відповідних умов для студентів. Вуз має досить широкі можливості для екологічного виховання студентів на високому професійному рівні. Переважна більшість спеціалістів в галузі екології та екологічного виховання працюють у вузах. Однак, незважаючи на такі значні можливості, екологічне виховання студентів все ще знаходиться не на тому рівні, щоб повністю забезпечити потреби суспільства, країни умілими спеціалістами – екологами і талановитими пропагандистами екологічного способу життя та діяльності. До того ж екологічна підготовка студентів помітно відстає від її професійної. В ній все ще відсутня чіткість, системність, координації зусиль всіх зацікавлених сторін і верств суспільства та соціальних інституцій.

Наявний стан справ у галузі екологічного виховання та охорони довкілля визвали появу принципово нових навчальних закладів екологічного спрямування, напр.: Державна агроекологічна академія України, Таврійський екологічний інститут та ін. Перед навчально – педагогічним, професорсько – викладацьким складом таких вузів стоять величезні завдання. Справедливо зазначити, що ними проблеми екологічного виховання та підготовки висококваліфікованих кадрів – екологів для України в основному вирішуються.

Успіх екологічного виховання забезпечується комплексним підходом, стрункою системою впливу на студентів протягом всього періоду навчання. Спеціальні екологічні дисципліни та курси гармонійно поєднуються з світоглядною направленістю та екологізацією всіх без винятку сфер вузівського життя і діяльності. Екологічне виховання передбачає взаємодію (діалог, а не монолог) викладача і студента, студентів один з одним, творче, продуктивне обговорення екологічних проблем, а – навчає самостійно мислити і діяти.

Дуже важливо, щоб екологічне виховання у вузі носило неперервний характер. З перших днів навчання вуз забезпечує спадковість, розпочату ще в сім'ї, дитсадку, школі тощо. При цьому слід пам'ятати, що на період перебування молодшої людини у вузі припадає пік формування світогляду. Завдання – завдань вузівських педагогів, всієї системи виховання студентів полягає у тому, щоб світоглядна довершеність виховання носила екологічну направленість, мала екологічні виміри.

Неможливо проводити екологічне виховання студентів, не враховуючи профілю вузу. Викладання профілюючих дисциплін є однією з дієвих форм наближення екологічних проблем до аудиторії, тієї чи іншої спеціальності. Ефективною формою екологічного виховання є

спеціалізація з екології на відповідних кафедрах вузу. Для таких студентів читаються не тільки нормативні курси, а й спецкурси з екології. Проблемний виклад матеріалу, пошук і застосування неординарних методів активізації навчального процесу, створення проблемних ситуацій, постановка проблемних питань, вирішення спеціальних екологічних вправ тощо – все це дає змогу значно поглибити знання студентів з екології, виробити навички науково – дослідницької роботи, активно й професійно діяти в сфері охорони та збереження навколишнього середовища.

Екологічне виховання у вузі дає змогу сформувати у студентів любов до природи, рідної землі, повагу до прадавніх традицій і звичаїв свого народу; забезпечить гармонійний розвиток особистості, готовність до екологічної діяльності та відповідальності за екологічно небезпечні дії, допоможе випрацювати негативне ставлення до проявів екологічного беззаконня; марнотратства та безгосподарності, розширить кругозір особистості, загальну культуру та сприятиме гармонізації відносин з довкіллям на засадах екологічної моралі (“біоетики”) і екологічної культури.

ВПЛИВ ПРОЦЕСУ РЕФОРМУВАННЯ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ФУНКЦІОНУВАННЯ ФЕРМЕРСЬКИХ ГОСПОДАРСТВ

В. А. Шуткевич

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Проводиться оцінка роботи фермерських господарств, розглядається вплив процесу реформування сільськогосподарських підприємств на економічні показники роботи фермерів. Аналізуються причини покращення роботи господарств та пропонуються основні шляхи забезпечення подальшого росту ефективності їх роботи.

Продовженням корінних змін у земельних та майнових відносинах в сільському господарстві України, внаслідок яких у приватну власність та користування громадян передано значну частину сільськогосподарських угідь, завершується приватизація переробних та агросервісних підприємств та організацій, стало проведення реформування сільськогосподарських підприємств в 2000 році. В результаті утворилась велика кількість нових підприємств з новими формами господарювання, серед яких переважають товариства з обмеженою відповідальністю, приватно-орендні підприємства та сільськогосподарські кооперативи. Особлива роль в процесі реформування відводилась фермерським господарствам, які в розвинутих країнах стали гарантом продовольчого достатку. Лише вільна конкуренція фермерських господарств з іншими господарськими формуваннями забезпечить передумови для підвищення економічної ефективності виробництва сільськогосподарської продукції. Проте для цього державі потрібно створити рівні стартові можливості для усіх форм господарювання і особливу увагу звернути на становлення та розвиток вільного господаря на землі.

Якщо порівняти результати господарювання фермерських господарств з іншими формами, а перш за все такі відносні показники економічної ефективності діяльності, як урожайність сільськогосподарських культур та продуктивність худоби, то факти не на користь фермерів. Прихильники подальшого розвитку фермерських господарств на їх захист приводять той факт, що більшість фермерів вимушені приховувати справжні результати своєї діяльності через недолугість системи оподаткування. Доказом такої ситуації є стан з урожайністю цукрових буряків, яка значно вища у фермерів порівняно з іншими формами господарювання і де система реалізації продукції забезпечує точний підрахунок реалізованої продукції. Процес реформування сільськогосподарських підприємств позитивно вплинув на розвиток фермерських господарств в Житомирській області, що підтверджують дані таблиці 1.

Таблиця 1.

Ефективність діяльності фермерських господарств області

Показники	1998р.	1999р.	2000р.
Кількість фермерських господарств	365	360	501
Виробництво валової продукції, тис.грн	2495	3996	24896
в тому числі: рослинництво, тис.грн.	1943	3352	17913
тваринництво, тис.грн	552	644	6983
Вироблено валової продукції на 100 га с.-г. угідь, тис.грн	32.1	49.1	63.9
Урожайність с.-г. культур, ц/га:			
- зернові	10.3	16.5	25.6*
- цукрові буряки	204.9	230.4	225
- картопля	81.7	53.5	188
- овочі (відкритого ґрунту)	91.2	119.4	167
Вироблено продукції, т:			
- м'яса всіх видів	185	356	2217
- молока	465	334	10741
-яєць, тис.шт	129	64	21.5

* - зернові і зернобобові

Як бачимо, минулий рік став початком нового етапу в розвитку фермерських господарств. Значно зросла кількість фермерських господарств, так в 2000 році утворилось 41 господарство, площа угідь у володінні фермерів зросла в 4,6 раза, як виробництво валової продукції за даний період зросло в 6,2 раза і склало на 100 га сільськогосподарських угідь 63,9 тис.грн. Потрібно відмітити і підвищення урожайності основних сільськогосподарських культур, особливо зросла урожайність картоплі – в 3,5 раза, збільшилась також урожайність зернових та овочів. За рахунок новостворених фермерських господарств на базі колективних в 2000 році зросло виробництво продукції тваринництва – в 10,8 раза, і її питома вага у валовій продукції склала 28% при 17% в 1999 році. Все ще мала частка тваринницької продукції пояснюється високою її капітало- та трудомісткістю, а також підтверджує той факт, що виробництво продукції тваринництва в Україні є сьогодні не вигідним для фермерів.

Рис1. Припадає с.-г. угідь на одне господарство, га

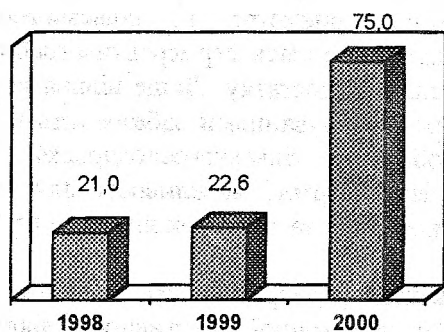
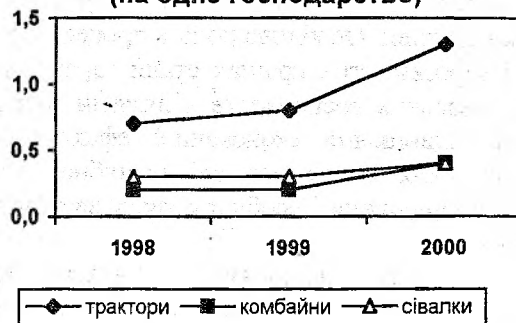


Рис2. Забезпеченість господарств технікою припадає (на одне господарство)



Певне покращання результатів діяльності фермерських господарств можна пояснити рядом факторів:

- По-перше, завдяки можливості збільшувати свої наділи за рахунок оренди земельних паїв населення, значно зріс середній розмір фермерського господарства в області (рис.1). Незважаючи на ще недостатній розмір фермерських господарств для досягнення оптимальної ефективності виробництва сільськогосподарської продукції,

його поступове підвищення дає змогу фермерам покращувати результати своєї діяльності за рахунок більш раціонального використання технічних засобів.

- По-друге, покращилось матеріально-технічне забезпечення фермерських господарств (рис2.). Перш за все це стосується господарств, створених на основі реформованих колективних сільськогосподарських підприємств. Так, якщо в 1998 році на одне фермерське господарство в середньому припадало 0,7 тракторів, 0,2 комбайнів і 0,3 сівалок, то вже в 2000 році на одне господарство відповідно припадало 1,3 трактори, 0,4 комбайни і 0,43 сівалки. Звичайно, цей рівень не є достатнім, проте тенденція до його покращення, яка спостерігається сьогодні, сприяє підвищенню рівня матеріально-технічного забезпечення господарств та покращенню результатів господарювання.
- По-третє, фермери вперше, починаючи з 1995року, а саме тоді припинився ріст кількості новостворених фермерських господарств, відчули хоч деяку увагу з боку держави, яка виявилась, перш за все, в наданні фермерам права вільного викупу земельних ділянок, що надані їм в користування (понад площу, яка приватизується безкоштовно) за ціною, не нижче визначеної в установленому порядку грошової оцінки землі, а також оренди земельних ділянок і земельних паїв в одного або групи їх власників.

Вищенаведені фактори значною мірою вплинули на стан господарювання фермерських господарств, проте багато проблем залишається невирішеними. Особливу увагу потрібно звернути на технічну забезпеченість фермерських господарств, як уже існуючих, так і новостворених. Сьогодні для розвитку матеріально-технічної бази фермерських господарств передбачається виділення ресурсів (техніки, обладнання, мінеральних добрив, пального, будматеріалів) за рахунок ресурсів, передбачених для сільського господарства на умовах, існуючих для підприємств агропромислового комплексу. Варто новоствореним господарствам поряд з виділенням земельної ділянки також надавати технічні засоби, розробляти будівельну програму. Як уже зазначалось, все ще недостатніми для оптимально ефективного виробництва є розміри фермерських господарств, Світова практика показує, що найбільш ефективними є господарства, де середній розмір земельних ділянок перевищує 100 га. Для Житомирської області найбільш оптимальними є розміри господарств в 200-300 га.

Невирішеною також є проблема диспаритету цін на промислову та сільськогосподарську продукцію. Ріст біржових цін на промислову продукцію значно випереджає темпи росту цін на сільськогосподарські товари, що й далі погіршує становище агропромислового комплексу. Тому потрібно встановити такі рівні закупівельних цін на продукцію, які б забезпечували рівні економічні умови для різних галузей. Лише вирішивши ці проблеми, можна розраховувати на високу економічну ефективність виробництва сільськогосподарської продукції в фермерських господарствах України.

МЕТОДИ РЕГУЛЮВАННЯ ЕКОЛОГО-ІННОВАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

Т.В. Касьяненко

Україна, Сумський державний аграрний університет

Висвітлюється проблема інновацій з урахуванням екологічного фактору. Розглядаються методи регулювання еколого-інноваційної діяльності в агропромисловому комплексі.

Аварія на Чорнобильській АЕС – одна з найтяжчих трагедій ХХ століття, яка позначатиметься на житті кількох поколінь. Це катастрофа планетарного масштабу. Радіація проникла в атмосферу всієї північної півкулі. В Україні забруднено територію площею понад 50 тис. кв.км, у 74 районах 12 областей. Після Чорнобильської катастрофи Верховна Рада

оголосила Україну територією екологічного лиха. Тому перед нинішнім поколінням є безліч актуальних проблем еколого-економічного напрямку. Одна із них екологічно спрямований інноваційний розвиток агропромислового комплексу.

Перехід до ринку передбачає конкуренцію та зменшення ролі держави у економіці країни. Але, сьогодні на підставі лише ринкових принципів неможливо перейти до еколого-інноваційного типу розвитку. Тому виникає необхідність у аналізі спонукальних мотивів до інновацій та у визначенні можливих методів регулювання еколого-інноваційної діяльності для підприємств АПК.

Спонукальні мотиви до інновацій розділяють на внутрішні (для інноваційного підприємства) та зовнішні. Внутрішній стимул інноваційної активності – необхідність заміни застарілого обладнання з метою посилення конкурентоспроможності продукції інноваційного підприємства на ринку. Зараз, в умовах економічної кризи визначним стимулом до інновацій можуть виступати стимули зовнішнього характеру, обумовлені економічною політикою держави. У світовій практиці їх називають методами непрямого впливу на посилення інноваційної діяльності. Через систему правового, економічного, організаційного забезпечення держава регулює кредити, податки, тарифи, амортизаційну політику.

Сьогодні в Україні кредитними методами стимулювання довготермінової інноваційної діяльності зневажають. Перш за все це пов'язано з негативними моментами, які були властиві попередній кредитній системі і поки ще не подолані. Порушилися основні принципи кредитування – терміновість, зверненість, окупність. Кредитні важелі дають можливість не тільки сполучати інноваційний розвиток з інтересами держави, але й використовувати повернення коштів як стимул для збільшення ефективності виробництва та якості продукції. З прийняттям Закону “Про стимулювання розвитку сільського господарства на період 2001-2004 років” 18 січня 2001 року механізм зі спеціальним режимом кредитування враховує особливості ведення сільськогосподарського виробництва та умови проведення економічних і земельної реформ на селі. На наш погляд у складових механізму кредитного забезпечення не визначено стимулювання еколого-інноваційної діяльності сільськогосподарського виробника. Надання пільгових кредитів для вирішення проблем створення, впровадження нових зразків техніки, прогресивних видів технологій зацікавить виконавців державних замовлень. Пільги можуть застосовуватись як інструмент поліпшення якості продукції, так і створення нових технологій, якщо режим пільговості поставлений в залежність від заданого результату. В Японії механізм економічного заохочення підприємств в проведенні природоохоронних заходів ґрунтується на наданні пільгових (із розрахунку 5-7% річних) довготермінових (на 10-20 років) кредитів через державні корпорації для закупки екообладнання та будівництва природоохоронних споруд. Малим та середнім приватним підприємствам такі кредити надаються на суму до 80% від вартості обладнання, а великим підприємствам – на суму до 50%.

Міцний важіль державного регулювання ринкової економіки, підвищення ефективності виробництва – податкова система. Якщо підприємство здійснює прогресивні технологічні, економічні та організаційні заходи, то фінансові органи можуть знижувати розмір податків, і навпаки. Відомо, що інноваційний процес потребує підвищених витрат, особливо на етапі підготовки та освоєння виробництва. Тому з одного боку він супроводжується ризиком вкладу коштів в розробку та освоєння товару, а з іншого – додатковими витратами.

В сучасній західній економіці будь яка корпорація оподатковується однаково. Але з урахуванням необхідності стимулювання тієї чи іншої діяльності застосовуються багато чисельні пільги, скидки та ін. Наприклад, в США податкова шкала складається із трьох ставок: 15; 25; і 34% , а у податковому кодексі утримується до сотні податкових пільг, які впливають на науково-технічний прогрес. Використавши досвід багатьох країн світу, Швеція розробила модель , яка дозволяє оптимізувати розмір оподаткування прибутку. Проведені ними розрахунки показують, що при податку 25% схильність до нововведень різко знижується, після 50% підприємства не беруть участі в інноваційному процесі. Швеція для стимулювання оновлення виробництва застосовує такий метод. Виробники вносять кошти на безвідсоткові рахунки в державний банк. На рахунок прибутку – 25%, на особистий рахунок капітальних вкладень – 20%, на рахунок оновлення – 10% від встановленого річного фонду. Якщо вони самі не витрачають кошти для призначення, держава використовує їх на відповідні цілі через держбюджет. Крім того існує відстрочка оподаткування за винахідницький дохід та

зменшення до 50% чистого доходу із суми відрахувань в загальний резерв капітальних вкладень.

На першому світовому конгресі економістів з навколишнього середовища (Венеція, 1998 р.) було запропоновано створення спеціальних національних фондів з метою їх використання на "технологічні премії". Кошти цих фондів мають направлятися тим підприємствам, які за рахунок впровадження природозберігаючих технологій добилися поліпшення навколишнього середовища і природних ресурсів. Прикладом ефективності плати за повернені викиди як економічного інструменту екополітики можна вважати податкову систему Швеції, де він використовується, як ринковий інструмент, за допомогою якого регулюють шкідливі викиди. Застосування його дозволило зменшити шкідливі викиди в атмосферне повітря на 50%. Цей економічний інструмент привабливий тим, що стимулююча функція найефективніше впливатиме на виробництва, в яких зменшення шкідливих викидів досягатиметься з меншими витратами коштів. На думку І. Синякевича, "технологічні премії" слід вводити в Україні тільки тоді, коли їх ефективність підтвердиться серйозними емпіричними дослідженнями у країнах з різним рівнем економічного розвитку.

Аграрії України сьогодні і до 2004 року сплачують фіксований сільськогосподарський податок, податок на додану вартість (ПДВ) при реалізації сільськогосподарської продукції залишається в розпорядженні підприємств і використовується для поповнення основних та оборотних засобів. Переробні підприємства за реалізовані ними молоко та молочну продукцію, м'ясо та м'ясопродукти ПДВ у повному обсязі спрямовують виключно для виплати дотацій сільськогосподарським товаровиробникам за продані ними переробним підприємствам м'ясо в живій вазі та молоко. На нашу думку, можливо варто було б поставити вимоги до використання ПДВ у напрямку еколого-інноваційного розвитку сільськогосподарський підприємств.

Важливий регулятор інноваційної активності – амортизаційна система. Оптимальні терміни служби засобів праці любого призначення складаються під впливом багатьох факторів: якості виготовлення, технічного обслуговування, експлуатації, рівня використання та ін. Ураховувати сукупність їх впливу та ще і на весь термін дії норм амортизації неможливо. Період амортизації не може бути критерієм для визначення терміна заміни обладнання. Підвищення норм амортизації та збільшення сум відрахувань розширює фінансові можливості підприємств та посилює їх інвестиційну активність. На сьогодні облікова функція амортизаційної системи домінує над її стимулюючою роллю. Посилення стимулюючої функції прискорює впровадження технологічних нововведень. Гнучкість амортизаційної системи дозволить прискорити оновлення морально та фізично постарілого апарату. В залежності від фінансового положення у підприємств є вибір – прискорена амортизація чи прямолінійне рівномірне її нарахування. Перевагу прискореної амортизації можливо порівняти з безвідсотковими позиками. У практиці застосовуються два її основні способи: неприродне скорочення термінів амортизації та нарахування коштів в збільшених розмірах в перші роки. Крім забезпечення податкових пільг в початковий період експлуатації обладнання, прискорена амортизація дозволяє компенсувати ріст витрат на ремонтне обслуговування у другій половині служби за рахунок більш низьких відрахувань. Зміна порядку нарахування коштів може придати системі амортизації більшу гнучкість без перегляду норм. Важлива умова широкого розповсюдження методів прискореної амортизації – істотний ріст якості та технічного рівня продукції. В Японії широко застосовується пільговий режим прискореної амортизації для екотехнологій та очисного обладнання – в перший рік дозволяється списувати 50% їх вартості. Для малих та середніх підприємств, застосовуючи очисні споруди, в перші три роки дозволено амортизувати по 30% їх вартості. Це найбільш пільгова амортизаційна політика в порівнянні з всіма країнами світу, яка дозволяє підприємствам швидко обертати інвестиційні ресурси та слідкувати за змінами у науково-технічному прогресі даної сфери. В Україні нарахування амортизації з коефіцієнтом 0,7, а пізніше 0,6 зробило амортизаційну політику пагубною для науково-технічного розвитку підприємств. Законом "Про оподаткування прибутку" заборонено вилучати частину цих відрахувань в держбюджет. Фактично введення коректуючих коефіцієнтів 0,7 або 0,6 вилучає частину амортизаційних відрахувань підприємств на користь бюджету. Введення пільгової амортизаційної політики є сьогодні невідкладною проблемою. Проведений аналіз показує, що в Україні існуючі спонукальні мотиви до еколого-інноваційної діяльності недостатньо розвинуті. Досвід розвинутих країн свідчить, що екологізація

інноваційного розвитку є невідкладною проблемою, яка знаходить шляхи вирішення. На наш погляд, в Україні сьогодні виникає необхідність формування економічного механізму управління екологічно спрямованим інноваційним розвитком в АПК. При розробці такого механізму необхідно враховувати, що визначним стимулом еколого-інноваційної діяльності повинні виступати стимули зовнішнього характеру. Повинна посилитись роль держави в регулюванні економічних, екологічних процесів, адміністративно-командних інструментів екополітики. Повинна діяти розвинута система інструментів екополітики на основі оптимального співвідношення між ринковими й адміністративно-командними інструментами. Необхідно, щоб матеріальні стимули переважали над економічними санкціями. В перспективі основним інструментом структурно-інвестиційної політики повинні стати різного роду субсидії. Досвід розвинутих країн світу свідчить, де субсидується сільське господарство та інші важливі галузі, держава створює умови для інноваційної діяльності.

ОСНОВНІ НАПРЯМКИ УДОСКОНАЛЕННЯ ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ ЗЕМЛІ

Ковальова О.М.

Україна, Сумський державний аграрний університет

На сучасному етапі перед економічною оцінкою землі стоїть декілька завдань, тому повинно існувати декілька оцінок землі. В них мають бути враховані багато чинників: місце розташування, соціальна освоєність земельної ділянки, вплив промисловості та інше. Комплексна оцінка називається економіко-екологічною.

Нинішній етап земельної реформи в Україні свідчить, що економічна оцінка землі має виконувати багато завдань, серед яких можна виділити: оподаткування сільськогосподарських товаровиробників, оцінка землі як національного багатства, ціноутворення, стимулювання раціонального використання та охорони земель тощо. Тому повинна існувати не одна економічна оцінка, а декілька їх в залежності від функції чи завдання, яке вона повинна виконувати.

На оцінку землі впливає якість землі, на яку, в свою чергу, впливають природні характеристики ґрунту, технологічні умови використання землі, діяльність людини, місце розташування та інші фактори.

Загальний підхід до економічної оцінки землі ми пропонуємо такий:

$$EOЗ = ДРІ \cdot K_{заг} + ДРІІ, \quad (1)$$

де ЕОЗ – економічна оцінка землі;

$K_{заг}$ – узагальнюючий поправочний коефіцієнт на різні фактори (може бути декілька);

ДРІ – диференційна рента перша;

ДРІІ – диференційна рента друга.

В цій формулі за допомогою показника “диференційна рента І” буде врахована якість землі, тобто її природні характеристики, які формують природну родючість ґрунту. Але це буде не чиста природна, а економічна родючість, тому що до моменту проведення оцінки землі в неї (в землю) була вкладена праця багатьох поколінь людства, вирахувати яку зараз неможливо.

Наступним елементом формули (1) є поправочний коефіцієнт на різні чинники, які впливають на рівень диференційної ренти І і не враховані при визначенні нормативної урожайності. Це можуть бути такі чинники: місце розташування відносно транспортних артерій та ринків збуту продукції; ємність ринків збуту, соціального освоєння, інсоляції, еродованості тощо. На кожний з цих чинників встановлюється свій поправочний коефіцієнт.

Наступним елементом формули (1) визначення економічної оцінки землі є диференційна рента II. Обрахувати диференційну ренту II можна за допомогою щорічної амортизації за формулою 2:

$$ДРІІ = \frac{БВ}{T}, \quad (2)$$

де ДР II – диференційна рента друга;

БВ – балансова вартість меліоративних чи інших землеполіпшуючих споруд, грн.;

T – термін служби вказаних споруд, років.

Необхідно відзначити, що якщо право землекористування чи його зміни настає не з моменту початку експлуатації землеполіпшуючих споруд, а після деякого періоду їх використання, то при оцінці землі слід врахувати знос цих споруд. І для нового землекористувача в оцінку землі має бути закладена залишкова вартість вказаних споруд.

Ще одним нюансом економічної оцінки землі є те, що треба враховувати вплив промислових підприємств. Внаслідок їх дії якість землі погіршується, вона забруднюється шкідливими хімічними сполуками, від чого знижується урожайність, а також продукція, отримана з цих земель буде неякісною, бо містить в собі хімічні речовини, які викликають захворювання людей і тварин.

Окрім забруднення земель, викиди промислових підприємств впливають на прискорення виходу із ладу землеполіпшуючих споруд. На жаль, ці процеси незворотні, це свого роду від'ємна (мінусова) рента II, і не врахувати її при оцінці землі не можна. Тому що землі, які мають високу природну родючість і розташовані навколо великих міст з ємними ринками збуту, будуть дешевші внаслідок їх забруднення.

Таким чином, оцінка землі, яка буде проведена з урахуванням всіх вказаних чинників носитиме назву не просто економічної, а економіко-екологічної оцінки земель.

Нарешті, слід згадати, що на сучасному етапі суспільного розвитку перед економічною оцінкою землі постало питання щодо стимулювання раціонального землекористування та охорони земель.

По-перше, використання економіко-екологічної оцінки має попереджувати необґрунтовані відводи сільськогосподарських угідь для інших народногосподарських потреб. Несільськогосподарські користувачі можуть купувати право землекористування разовим актом, при цьому сплачуючи до бюджету суму грошової оцінки землі. Термін користування землею може бути різний, але не коротший за нормативний строк служби тих основних засобів, які збудовані на землі з певною метою.

При цьому, щоб попередити необґрунтоване відведення, слід запровадити коефіцієнти в залежності від того, з якою метою вилучається земля. Так, при вилученні землі для будівництва промислових підприємств екологічний коефіцієнт буде максимальний, а для будівництва освітніх, лікувальних закладів тощо – мінімальний. При вилученні земель для насадження лісів або інших цілей, не пов'язаних із зниженням родючості, екологічний коефіцієнт має дорівнювати 1,0.

Наступним землеохоронним моментом економіко-екологічної оцінки є те, що на її підставі має визначатися компенсація (штраф) за підвищення (пониження) родючості.

Так, при появі права землекористування була проведена оцінка. Після закінчення терміну ротації сівозміни має бути проведена повторна оцінка землі з метою перевірки якості землі, її родючості. Якщо остання підвищилася, то держава повинна сплатити землекористувачу певну суму компенсації за набуту родючість. А якщо родючість знизилась, то вже сам землекористувач сплачує штраф до державного бюджету.

Компенсація або штраф будуть встановлюватися у відсотках від грошової оцінки землі: на скільки балів підвищився (знизився) бонітет землі, стільки відсотків від грошової оцінки складатиме компенсація (штраф) за набуту (втрачену) родючість.

Для більшої зацікавленості в підвищенні родючості можна запровадити те, що ці відсотки за набуту родючість будуть менші, ніж відсотки за втрачену.

Наприклад, бонітет збільшився на 5 балів. Компенсація складатиме 5% від грошової оцінки. Якщо ж бонітет зменшився на 5 балів, то штраф складатиме не 5, а 6% від грошової оцінки.

Таким чином, економіко-екологічна оцінка, визначена на підставі набору культур сівозміни, а також визначена за допомогою неї сума компенсації (штрафу) та екологічні

**Вісник
ДААУ**

Соціально-економічні аспекти розвитку галузі сільського
господарства на радіаційно забруднених землях.

**№1
2001**

коефіцієнти при відведенні забезпечуватиме раціональне землекористування та охорону земель.

ТЕОРЕТИЧНІ ПІДВАЛИНИ ЕКОНОМІЧНОЇ ВІДПОВІДАЛЬНОСТІ ЗА ЯКІСТЬ ПРОДУКЦІЇ ТА ДОВКІЛЛЯ В АПК

О.М. Царенко,
М.О. Бей

Україна, Сумський аграрний університет

Пропонується запровадження теоретичних підвалин, які можуть бути фундаментом “нової” економічної парадигми продовольчої безпеки України, оскільки екологізація світогляду виконує завдання духовно-практичного освоєння природи з метою створення функціонуючої, під контролем людини системи «товариство – природа».

Розглядаючи основні принципи підходи до формування “нової економічної парадигми формування стратегії національної продовольчої безпеки України в ХХІ столітті”, треба відмітити, що слово “нова” не відображає дійсного стану, який полягає в тому, що ні в СРСР, ні в Україні до сьогодні ніякої економічної парадигми розвитку АПК не було і не могло бути через відсутність справжніх рівноправних економічних відносин в цьому секторі народного господарства. Загалом теоретична економіка при соціалізмі описувала вигадане суспільство, яке не могло мати майбутнього при наявному розвитку продуктивних сил та суспільних відносин.

Мова йде про морально застарілу з її народження марксистську парадигму економічного розвитку, яка породжувала нахлібницькі погляди на забезпечення виробничого процесу усіма матеріальними, фінансовими та інфраструктурними засобами.

В цій системі поглядів, критерієм нібито “соціальної орієнтації економіки” виступав “всебічний розвиток особистості”. Роль економічного фундаменту “справедливого розподілу” за результатами праці виконувала суспільна власність на засоби виробництва, а план виступав як регулятор виробництва. І хоч це була демагогія, яка маскувала антилюдяну, нескінченно тимчасову економіку чекання світової революції, вона за десятки років сформувала повний світогляд “будівника комунізму”. Інтерпретація цієї парадигми в процесі побудови соціалістичного суспільства призвела до створення економічної теорії особливого типу. Крім її крайньої політизації, вона обґрунтовувала необхідність реалізації таких принципових положень, як концентрація виробництва, його монополізація на державних підприємствах, орієнтація виробничої спеціалізації на народногосподарську ефективність, закритість єдиного народногосподарського комплексу країни.

Відповідно до цього управлінська наука розвивала фундаментальні положення, що обґрунтовують необхідність централізації керування, моноцентричної системи господарювання, прямого керування підприємствами з боку держави, обмеження господарської самостійності підприємства, жорстокої системи розподілу і зв'язків між підприємствами. Ця система поглядів знаходила висвітлення в теоретичних розробках і практиці керування соціалістичним виробництвом. Керування економікою СРСР було побудовано за типом однієї великої фабрики з підрозділами і філіями по усій величезній території країни. Звідси – колосальна бюрократизація і командно-адміністративний характер системи керування, із яким ми підійшли до початку економічних реформ.

Ринкові реформи визначають необхідність формування нової управлінської парадигми, положення якої повинні виражати об'єктивні потреби економіки, що реформується, і товариства в цілому; вона повинна виявити головні, ключові моменти, використання яких при побудові нової системи керування допоможе нашій країні прискорити перехід до ринкової економіки і здійснити його з найменшими втратами для товариства.

До даного часу сформувалася наступна система поглядів на керування економікою в перехідний період, що складає нову парадигму керування.

Гнучка взаємодія сполучення методів ринкового регулювання ґрунтується заснованих на зворотних зв'язках, із державним регулюванням соціально-економічних процесів.

Формування і функціонування ринкових суб'єктів, що господарюють, як відкритих, соціально орієнтованих систем.

Концепція організацій як відкритих систем означає поворот до ринку і споживача. Кожна організація, що функціонує в ринковому середовищі, повинна самостійно вирішувати не тільки питання внутрішньої організації, але і всієї сукупності зв'язків із зовнішнім середовищем. Маркетингові дослідження, розширення зовнішньоекономічних зв'язків, притягнення іноземного капіталу, налагодження комунікацій – далеко не повний перелік тих завдань, що раніш були за межами компетенції організацій, а тепер стоять у ряду найважливіших. Соціальна орієнтація організацій означає, що поряд з економічною функцією вона виконує і соціальну роль. Остання може розглядатися в двох аспектах: із погляду орієнтації на споживача і його запити, тобто задоволення потреб товариства в товарах і послугах, вироблених підприємством; із позицій рішення найважливіших соціальних проблем трудових колективів і середовища знаходження організацій.

Треба підкреслити, що інтереси виробників, їх ділових партнерів та місцевого населення в особі відповідних рад та адміністрацій досить суперечні.

Тому питання засвоєння нової парадигми поширюється на всіх учасників економічних відносин. Перш за все це стосується підприємств АПК, які завжди були пригніченими системою як дармове джерело, насамперед робочої сили, та майже дармове джерело продовольства та сировини. Таке положення вело, з іншого боку, до відповідного психологічного почуття нескінченності як природи, так і інших ресурсів, які “давалися” також “задарма” в силу необхідної мінімальної підтримки села. В цьому і є основна вада економічного світогляду робітників АПК. Для формування ринково орієнтованого світогляду селян потрібен час.

Безмірна складність та неосяжність цього питання у вихідних моделях та конкретних побудовах організаційно-економічного механізму зумовлює тезисний характер обговорення.

Під продовольчою безпекою в сучасному суспільстві стали розуміти «систему економічних, організаційних, технологічних, соціальних, екологічних й інших факторів, спрямованих на стабільне функціонування агропромислового комплексу з метою задоволення населення різноманітними і конкурентноспроможними продуктами харчування за науково обґрунтованими нормами, створення необхідних страхових запасів і експорту надлишків продуктів». Продовольча безпека є необхідною умовою життя будь-якої людини планети, вона є фундаментом для наступного задоволення політичних, культурних, соціальних й інших потреб індивіда.

Продовольча безпека звичайно сприймається як забезпечення населення продовольством. Але в розвинутому суспільстві потрібно не просте забезпечення, але забезпечення корисним, безпечним для здоров'я і досить дешевим продовольством. При цьому безпека їжі для здоров'я – це проблема останніх років. Наше суспільство ще не усвідомило, що це не частина екологічної проблеми й її квінтесенція, її зміст. Врешті-решт всі екологічні проблеми меркнуть перед цією недавно усвідомленою небезпекою.

Головна мета усіх наших дій реструктуризації, приватизації, реорганізації економічних механізмів на селі – це гарантоване забезпечення населення високоякісними продуктами харчування. В умовах очевидного порушення рівноваги між суспільством та природою забруднення довкілля набрало характеру екологічної кризи. Перевищення гранично допустимих концентрацій поширилося на усі природні та культурні середовища.

Насамперед слід підкреслити, що найголовнішим критерієм рівня якості продукції агропромислового комплексу є рівень здоров'я споживачів. Такий підхід витікає з самого визначення здоров'я світовою спільнотою. За визначенням ВООЗ, здоров'я – це стан повного фізичного, духовного та соціального благополуччя. Такий стан, природно, може бути досягнутий при найбільш сприятливому стані усіх чинників довкілля. Вимірювання рівня здоров'я слід приводити у вартісній формі, що дає можливість прямого зіставлення з іншими соціально-економічними характеристиками суспільного розвитку або аналізу конкретних проектів на рівні підприємств та регіонів.

З цієї точки зору неможливо переоцінити екологічну складову сільськогосподарського виробництва, яке сьогодні впливає негативно не тільки на довкілля, але і на власну продукцію. Аналіз літературних та власних даних показує що практично всі продукти харчування забруднені низкою небезпечних речовин на рівні вище санітарно-гігієнічних нормативів. При цьому деякі особливо небезпечні речовини (діоксин, збудники коров'ячого сказу та ін.) зовсім не контролюються в нашій країні.

Таке становище може призвести до того, що підвищення рівня споживання продукції АПК (насамперед продуктів харчування) може знизити якість життя в цілому. Це зниження якості життя в першу чергу визначається як зниження рівня здоров'я населення, що веде до втрат трудового потенціалу нації.

В цілому це призводить до величезних збитків, які до останнього часу не фіксувались ні вітчизняною, ні закордонною наукою. Не менше половини розрахункових захворювань, інвалідності та смертності є наслідком споживання забруднених продуктів харчування. Ці втрати загалом складають більше половини усіх збитків від забруднення довкілля, які перевищують 12 млрд. доларів на рік.

Аналізуючи виробничо-продуктовий ланцюг, ми бачимо, що лівова частка збитків виникає на перших стадіях виробництва продукції, тобто в рослинництві, і примножуються на стадіях виробництва, в тому числі і харчовим ланцюжкам у тваринництві, тому перш за все потрібна екологізація землеробства.

Однією з причин недостатньої уваги до екологізації виробництва є думка, що екологічні заходи потребують великих витрат. Але як свідчать наші дослідження, навіть не враховуючи збитки від зміни рівня здоров'я, ця точка зору є наслідком низького рівня еколого-економічного аналізу технологій аграрного виробництва.

Виходячи з цього ми вважаємо, що основною ідеєю економічної парадигми формування стратегії національної продовольчої безпеки є економічна відповідальність за якість продуктів харчування та довкілля в усіх ланках агропромислового виробництва.

Мова йде про те, що основою продовольчої безпеки є формування економічних механізмів, які б забезпечили сталий розвиток АПК як з економічного боку, так і з екологічного.

Мікроекономічні цілі (інтереси) максимізації, набуті виробниками сільськогосподарської (агропромислової продукції), не завжди відповідають макроекономічним цілям – максимізації суспільної (соціальної) ефективності АПК і охорони навколишнього середовища. Дозвіл даного протиріччя потребує державного регулювання відношень економічної відповідальності.

Підвищення рівня відповідальності в системі економічних і правових методів керування якістю (екологічністю) агропромислової продукції, реалізація цілей екологізації АПК визначається значною мірою її функціями і комплексним впливом (із позиції балансу критеріїв і стимулів) на екологічно орієнтоване виробниче поведіння суб'єктів, що хазяюють.

Теоретико-методологічні, політико-економічні, конкретно-прикладні (економічні і правові) аспекти достатньо широко розробляються в науковій літературі. Проте акцент на проблеми економічної відповідальності за забезпечення якості (екологічності) агропромислової продукції не має належного відбитка в системі досліджень з соціально-еколого-економічних питань розвитку АПК. Теоретико-методологічні підходи до проблеми економічної відповідальності в науковій літературі характеризуються різноманіттям напрямків і концепцій у визначенні її сутності й утримання.

Економічна відповідальність тісно пов'язана з економічними санкціями, що певним чином співвідносяться з економічними інтересами суб'єктів, що хазяюють, держави й окремої особи. Тому економічна відповідальність звичайно розглядається за своєю сутністю, наприклад, як відповідальність у випадку настання несприятливих економічних наслідків при невиконанні визначених зобов'язань. Економічні санкції виступають у якості міри цієї відповідальності, що визначаються правовими нормами.

Проте економічна відповідальність є частиною загальної соціальної відповідальності і є поняттям більш широким і багатогарбовим, ніж система штрафів, пені і неустойок, що відбиває в більшій мірі юридичний підхід до цієї проблеми. Розвиток агропромислового господарювання на екологічній основі і регулювання відношень відповідальності суспільного

виробництва неможливо поза процесом реалізації, сутички і протиріч, узгодження інтересів товариства, окремих осіб і суб'єктів, що хазяюють. І тут винятково важливе методологічне значення має висловлення Ф. Енгельса про те, що «економічні відносини кожного даного товариства виявляються насамперед як інтереси». Інтереси є «рушійними мотивами» суспільної (виробничої) діяльності. Поза виробничими відносинами немає економічних інтересів і немає економічної відповідальності учасників цих відносин. Механізм економічної відповідальності взаємодіє, таким чином, із системою інтересів і матеріального стимулювання.

Сутність економічної відповідальності за дотримання якості (екологічності) відтворювальних процесів в АПК виражається в тому, що вона об'єктивно припускає і диктує в умовах еколого-економічної кризи виробництво корисної товариству продукції як споживчої вартості високої якості в найбільшій кількості при найменших витратах живої і матеріалізованої праці, включаючи екологічні (зовнішні) витрати виробництва. Недотримання якісних (екологічних) параметрів виробничо-екологічних процесів кінцевої продукції АПК (аграрного природокористування) призводить до прямого і непрямого порушення природно-ресурсного потенціалу, деградації навколишнього середовища, екологічної безпеки життєдіяльності населення.

Економічна відповідальність у системі забезпечення якості (екологічності) продукції АПК також є засобом регламентації виробничих відносин, які стосуються якісних (екологічних) параметрів відтворювальних процесів, обумовлених об'єктивною необхідністю стабілізації і підвищення якості (екологічності) продуктів харчування в ракурсі сучасних негативних тенденцій (чинників) погіршення здоров'я населення внаслідок забруднення харчових продуктів, а також еколого-економічних проблем аграрного природокористування. Таким чином, ми ведемо мову, насамперед, про позитивну відповідальність, що складається в обов'язку виконання відповідних норм. Тобто, її зміст у тому, що виконуючі норми повинні мати краще економічне і фінансове положення, ніж підприємства, що допускають екологічні відхилення.

Економічні інтереси суб'єктів, що хазяюють, АП у виробництві екологічно чистої продукції можуть формуватися ринковими відносинами, конкурентним середовищем виробництва продуктів харчування. Якщо ці економічні інтереси відсутні або тільки зароджуються (в умовах спаду агропромислового виробництва, низкою платоспроможності населення), то необхідно, очевидно, формувати механізм державного регулювання якості (екологічності) продукції АПК на основі розвитку і поглиблення елементів економічного стимулювання і матеріальної відповідальності. Стимул як економічна форма реалізації економічних інтересів у виробництві екологічно чистої продукції потребує створення визначеної системи, що знаходить свій відбиток у різноманітних формах і методах впливу економічного стимулювання на підвищення якості (екологічності) виробничих процесів і кінцевої продукції шляхом матеріальної зацікавленості суб'єктів, що хазяюють, і посилення економічної відповідальності за якісні параметри результатів господарювання.

Теоретичною основою формування механізму з нашої точки зору може бути формування адекватної виробничої функції, яку ми розглянемо на прикладі, насамперед місця в ній землі.

В теоретичній літературі головними ресурсами виробництва визнаються труд і капітал.

$$П = F(T + K)$$

Але ця дуже загальна функція не дає можливості проаналізувати особливості аграрного виробництва та його сільськогосподарського сектора.

Вибір за характером виробництва, набором культур, технології тощо визначається насамперед виробничою функцією що дає можливість визначати, який об'єм виробництва можливий при даному обсязі ресурсів.

Можуть бути побудовані найпростіші виробничі функції: одна - перемінна - залежність виробництва 1-ї культури від 1 виду добрива або ж - від поливу.

Більшість цих функцій може бути виражена кривою, і їхня особливість в тому, що вони не проходять через 0 на графіку, тобто певна кількість продукції може бути вироблена і без цих ресурсів.

У той же час без землі і праці виробництво неможливо. Але інші ресурси (штучна родючість і технічний прогрес) можуть змінювати віддачу основних ресурсів.

Отже, для АПК основна виробнича функція має вигляд $\Pi = F(З + ДО + Т)$

Логічний аналіз переконує, що навіть капітал не є основним у землеробстві, а значить і не може вважатися основним ціноутворюючим чинником.

Виходячи з принципу розміщення, той самий обсяг виробництва може бути забезпечений різноманітними комбінаціями кількості задіяних ресурсів (із людиною складніше домовлятися), але поки ціни на техніку явно завищені, то доводиться використовувати більше ручної праці, а це знижує конкурентоспроможність продукції АПК у цілому. Це впливає з того, що граничні норми заміщення ресурсів завжди негативні, тобто питомі витрати на таку одиницю продукції ростуть, що знижує мобільність заміщення.

Проте головний показник ефективності заміщення – це ізолінія витрат. У зв'язку з визначеною консервативністю виробництва звичайно відбувається часткова варіація ресурсів, а не повне заміщення в конкретних умовах.

Проаналізувавши вищесказане, можна очікувати значне скорочення попиту на працю. Особливо на працю некваліфікований, тобто зниження соціального рівня на селі.

Отримання прибутків шляхом стабілізації цін означає постійне підвищення її вартості. Виходить, диспаритет виникає знову і знову, що спричиняє подальшу економію ресурсів, насамперед, робочої сили, тобто міграцію в місто. Але міграція в місто упирається у відсутність робочих місць і житла, отже, необхідно розвивати несільськогосподарську діяльність, про що говорить досвід Європи й Америки. Таким може бути й очищення середовища, рекультивація земель а інші екологічні послуги.

Як засіб праці земля характеризується якістю ґрунтів і продуктивністю рослин, як предмет праці – техніко-технологічними і просторовими властивостями, що визначають технологію й ефективність землеробства. Крім того, земля – матеріальна умова виробництва, операційний базис, компонент природного середовища.

Вона є також елементом нерухомості. Земля – основа зберігання всього живого. Хоча земля продукт природи, але родючість ландшафтів залежить від людської діяльності і тому вже не є даровим благом.

Таким чином, у виробничій діяльності треба відрахувати і ці властивості – ресурси, що зможе забезпечити їхнє відтворення в реальному виробничому циклі, у тому числі і його фінансовому забезпеченні.

Виробнича функція буде мати такий вигляд:

$$\Pi = F(З_1 + З_2 + З_3 + Т + ДО)$$

де $З_1$ – земля, як засіб виробництва в сільському господарстві;

$З_2$ – земля як базис для альтернативного виробництва або справі (просторовий базис, рекреація, туризм і т. д.);

$З_3$ – земля як середовище мешкання або екологічне благо.

Складність у тому, що ґрунт – малорухоме середовище. Забруднюючі речовини можуть поступово накопичуватися. Очищати ґрунти дуже важко, а забруднення впливає на якість їжі.

Рациональним рахується таке використання земель, при якому поряд із виробництвом екологічно доцільної кількості продукції зберігається екологічна рівновага всіх природних чинників. Для цього повинна бути створена сукупність організаційних, правових, соціальних і економічних чинників, що забезпечують ефективне функціонування суб'єктів земельно-правових відносин у конкретних природних умовах урівноваженого і стійкого еколого-ландшафтного середовища. Ми вважаємо це основним напрямом зберігання навколишнього середовища, сприятливого для людини.

Ландшафт – конкретний індивідуальний природно-територіальний комплекс. Це природне утворення, що має індивідуальний зовнішній вигляд і внутрішню структуру. Ландшафт розвивається в часі і у просторі.

Ландшафти, що дуже змінюють свою зовнішню і внутрішню структуру, в основному під антропогенним впливом, називають сукцесійними. Об'єднання ландшафтів – це типи місцевості. При трансформації природних ландшафтів в агроландшафти необхідно забезпечити оптимальні умови для життєдіяльності біоценозів на базі раціонального природокористування. Зменшення видової розмаїтості земельних угідь знижує стійкість агроценозів до посух, ураження шкідниками тощо.

У той же час сприятливий для життя ландшафт має і естетичну (рекреаційну, туристичну) цінність.

“Нова” парадигма формування стратегії національної продовольчої безпеки повинна забезпечити загальне піднесення виробництва продовольства, якості продовольства, конкурентоспроможність продукції та сталий соціальний розвиток села.

Впровадження екологічної відповідальності за якість продукції та стан довкілля стимулює скорочення внутрішніх та зовнішніх витрат, які можуть бути використані для розробки нових ефективних технологій.

Вважається, що екологічно чисті продукти повинні бути істотно дорожчі. Однак при цьому не враховуються прогресивні технології. Наприклад, нами встановлено, що застосування біометодів захисту рослин веде до здешевлення продукції і прибавки врожаю.

Крім того, необхідно враховувати, що організація виробництва екологічно чистої продукції неминуче супроводжується підвищенням загального рівня виробництва, а значить і якість продукції, тому подорожчання продовольчих товарів у регіоні може виявитися умовним.

В свою чергу ці кошти можуть бути спрямовані як на подальше поліпшення якості довкілля, так і на створення фондів для прямої компенсації втрат здоров'я, підвищення рівня фінансування медичних закладів, що дасть можливість створення податкових робочих місць у відповідних галузях.

Орієнтація на екологічні технології у сільському господарстві, наприклад, на підвищення рівня агролісомеліорації також сприятиме покращанню стану довкілля, створенню нових робочих місць і поповненню місцевих бюджетів.

Дещо складніша справа із забезпеченням сталого еколого-соціального розвитку.

У нашій функції завжди позитивна перша похідна і негативна друга, тобто присутній спадаючий характер віддачі ресурсів. Але тимчасові відносні зниження прояву цього закону в просторі і часі можливі при інтенсифікації виробництва за рахунок зменшення розсіювання ресурсів площі в масштабах і господарства, і країни за питомими показниками (тобто виробіток на 1 га угідь на одного робітника і т. д.), що дозволить досягти й абсолютної економії ресурсів, наприклад, за рахунок транспортних витрат.

Цей тимчасовий лінійний розвиток ефективності від інтенсифікації виробництва може дати засоби для компенсації що визволяються робітників.

Необхідно врахувати, що скорочення оброблюваних земель також необхідно компенсувати населенню як відшкодування зниження ціни їх земельних і майнових паїв.

Ринкова економіка вимагає, щоб сільське господарство, як і будь-яка галузь, брало участь у загальній конкуренції, тобто несло таку ж економічну відповідальність, як і промисловість, транспорт, сфера послуг.

У цьому плані екологія – головний об'єкт державного втручання.

У той же час аграрний сектор – основний вид економічної діяльності населення. Це не тільки традиційні сільські ландшафти, але і традиційний спосіб життя, зберігання національних цінностей, гарант соціальної стабільності.

З економічної точки зору, частка сільського господарства падає в кінцевій ціні на продовольство (а збиток – росте), про що вже сказано вище.

Звільнення від плати за забруднення призвело до звільнення від звітності і неможливості моніторингу збитку, а рівень забруднення зберігається або навіть росте в умовах зниження обсягу виробництва і застосування хімікатів (дані СОПСа).

Еколого-економічний збиток – це матеріальні і фінансові втрати хліборобів і землекористувачів в результаті несприятливих впливів і неправильного землекористування, використання територіально-промислових комплексів й агроландшафтів, недотримання, затверджених нормативів і параметрів функціонування даного екологічного середовища. Обмеження прав суб'єктів або погіршення якості земель повинні бути компенсовані.

Відшкодування збитку потрібно також у зв'язку з утратою сільськогосподарськими угіддями природоохоронного оздоровчого, рекреаційного значення.

Але збиток від забруднення найбільш небезпечний. При його розрахунку необхідно врахувати об'єм забруднення, період відновлення, екологічну й економічну значимість території, рівень перевищення ПДК і рівень впливу при можливості переходу продуктовому ланцюжку при всіх оцінках землі.

Економічна оцінка також повинна враховувати обмеження і заборони на окремі види сільськогосподарської діяльності при функціонуванні на цій території несільськогосподарських об'єктів (зрошення, заборонене в зоні ЛЕП, реалізація дієтичної продукції, вирощеної під викидами хімізаводу), порушення територіальної організації сільгоспугідь (транспортні магістралі) і гідрологічного режиму ґрунтів (кар'єри, шахти і т. д.), інші впливи.

Для оцінки коефіцієнту зниження родючості пропонується формула:

$$K_j = (D - Y) / D$$

D – загальний прибуток (валовий або чистий);

Y – збиток.

$$O_3 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m K_{ij}$$

i – родючість ділянки при j-м обмеженні або зміні якості.

Це база не тільки оцінки, але й визначення земельного податку для зниження і підвищення коефіцієнтів у залежності від ступеня заподіяної докільню шкоди згідно з інтегральним коефіцієнтом:

$$K_1 = K_1 + K_2 + \dots + K_n$$

Деякою мірою підвищенню соціального добробуту буде сприяти не тільки зменшення витрат на медичне обслуговування людей унаслідок поліпшення екологічної облаштованості ландшафтів, але і задоволення естетичних і соціальних потреб людини. Для територіальної екологічної рівноваги необхідно вилучення з господарського використання унікальних і цінних природних утворень і об'єктів.

Крім визначення екологічної ролі землі необхідно для підйому АПК вирішити проблеми зниження трансакційних витрат в обертанні (ліцензування, ціноутворення, місцеве лімітування і т. д.).

Але головне, сформувати справжнього власника, тобто довести до логічного завершення економічну реформу, у ході котрої обов'язково підніметься питання теоретичного обґрунтування, обмеження правомочностей земельних власників.

Земля в аграрному виробництві виконує двоїсту функцію – місця для розміщення продуктивних сил і основного чинника виробництва (за допомогою родючості). Для зберігання цільового і національного забезпечення використання землі без утручання держави не обійтись. Тут відразу ж виникають питання тільки механізму відшкодування збитку й адекватної методики його розрахунку, але й положення про примусовий викуп і статус сервітутів, тобто реалізації визначених прав на чужі ділянки (прохід, канали тощо), що теж можуть бути платними. А також технології відновлення ландшафтів у процесі їхнього ефективного функціонування без великих експлуатаційних витрат.

Необхідні теоретичні розробки оптимізації масштабу виробництва, оскільки масштаб дає двоїстий ефект економії з спеціалізації, поділу праці, питомих потужностей і втрат від трансакційних витрат негнучкості виробництва і керування, альтернативний вибір і альтернативні витрати.

Власник вирішує, який набір вироблених продуктів є оптимальним для заданого обсягу й асортименту ресурсів (підприємницький вибір).

З огляду на альтернативність рішень необхідно ввести у виробничу функцію підприємницьку складову. У такий спосіб ПФ має вигляд:

$$P = F(Z_1 + Z_2 + Z_3 + T + \text{ДО} + Ч + \text{Транс.}), \text{ де}$$

Ч – підприємницький (людський чинник);

Транс. – транспортні складового капіталу.

До людської складової належать, крім підприємницької спроможності, ще і ноу-хау, у тому числі і консалтингового походження а також відповідна підготовка кадрів.

Насамперед, мова йде про термінову необхідність формування не тільки екологічного, а насамперед економіко-екологічного мислення. При цьому під економіко-екологічним мисленням слід розуміти спроможність людини аналізувати й осмислювати свою роль в економічних і екологічних ситуаціях, взаємозв'язок та взаємозалежність економіки й екології і вільно використовувати ці знання у повсякденній роботі. Оскільки можливість приведення у відповідність виробничих відносин і рівня розвитку продуктивних сил й їхнього негативного

впливу на навколишнє середовище є прерогативою й обов'язком суспільства, то і формуванням економіко-екологічного мислення необхідно управляти, впливати на прискорення його формування, не очікуючи, поки сформовані виробничі відносини і розвиток продуктивних сил зроблять негативний вплив на цей процес.

Для вирішення цієї проблеми необхідна екологізація всієї освіти, фахової підготовки і перепідготовки, поєднання техніко-економічних і методико-екологічних знань у єдиному системному підході.

Сьогодні, наприклад, застосовувані технології вирощування сільськогосподарських продуктів роблять їжу не менше небезпечною для здоров'я, ніж промислові викиди, але при підготовці спеціалістів сільського господарства ці ефекти практично не розглядаються.

Одна з найважливіших функцій поняття «екологічна свідомість» – світоглядна. Екологізація світогляду виконує завдання духовно-практичного освоєння природи з метою створення функціонуючої під контролем людини системи «товариство – природа». Екологічна складового світогляду включає поряд із теоретичними знаннями про закони взаємодії природи і суспільства емоційні і ціннісні (моральні, естетичні та ін.) установки суспільства й особистості у сприйнятті природи. Ці ціннісні установки втілюються в моральних принципах.

Вважаємо, що запровадження цих теоретичних підвалин може бути фундаментом “нової” економічної парадигми продовольчої безпеки України.

СТАТИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ТЕНДЕНЦІЙ РОЗВИТКУ АВТОТРАНСПОРТУ ТА ВПЛИВУ ЙОГО НА ДОВКІЛЛЯ

В.К. Данилко

Україна, Житомирський регіональний сектор
з проблем екологічної статистики НДІ статистики
Держкомстату України

На основі статистичної інформації та наукових публікацій проаналізовано тенденції розвитку автомобільного транспорту. Показано важливу його роль у зміцненні економіки країни, висвітлено негативні наслідки забруднення повітряного басейну – глобальної проблеми сучасності. Звернуто увагу на своєчасність та ефективність запровадження нових Методик щодо визначення обсягів викидів автотранспорту, що забезпечують єдині підходи з Європейськими країнами.

Задоволення зростаючих потреб суспільства у транспортних перевезеннях нерозривно пов'язане з розвитком автотранспорту – одного з основних видів транспорту і досить складної соціально-техніко-економічної системи. Вона, як відомо, охоплює безліч типів автотранспортних засобів, магістральних і місцевих автошляхів та широко розгалуженої соціально-обслуговуючої його інфраструктури. У єдиному комплексі ця система забезпечує задоволення потреб товаровиробників різних форм власності та господарювання у перевезенні різноманітних вантажів, а населення – у його міграції. Від стану розвитку, організації та використання автомобільно-дорожнього комплексу значною мірою залежить прогрес і загальний стан економіки кожної країни. Саме тому в Україні здійснюється відповідне державне регулювання у сфері формування ринку автотранспортних послуг шляхом реалізації єдиної економічної, інвестиційної, науково-технічної та соціальної політики [1].

Аналіз переконує, що в сучасних умовах зростання потреб у перевезенні вантажів різних сфер економіки, надзвичайної мобільності людей обумовлюється значне збільшення виробництва автотранспортних засобів, підвищення їх вантажопідйомності та швидкості пересування. Світова автомобільна промисловість щорічно випускає понад 40 млн. легкових і майже 10 млн. вантажних та спеціальних автомашин при виробничих потужностях до 75 млн.

одиниць [2, с.3]. Майже 40% їх виготовляється в США, третина – в країнах Західної Європи. Характерно, що темпи приросту автомобілів у європейських країнах і Японії вищі, ніж в США. Зокрема, в Японії щорічне збільшення автомобілів складає 20% проти 13% середньосвітового рівня [3, с. 24]. Статистична інформація свідчить, що світовий автомобільний парк за останні 30 років минулого століття зріс більш як втричі і сягає 700 млн. автомобілів (табл. 1). Лише в США їх експлуатується майже 240 млн. одиниць, або в середньому по 750 автомобілів на тисячу жителів. У країнах СНД автомобільний парк наближається до 100 млн. одиниць.

Таблиця 1

Світовий парк автомобілів, млн. одиниць

Тип транспортного засобу	Роки				
	1970	1980	1990	2000	2010 прогноз*
Легкові	170	245	390	480	670
Вантажні	42	62	86	130	160
Загальний парк	230	362	500	700	900

- - Розраховано за даними [4.с.59 – 114].

Прискореними темпами розвивається автомобільний транспорт і в Україні. Так, якщо у рік проголошення незалежності в країні нараховувалось п'ять млн. автомобілів, а в 1995 р. – майже шість, то в 2000 р. вже їх числилось 6,5 млн. Найвагомніше зростання автомобільного парку - в Харківській, Дніпропетровській та Донецькій областях. Проте, слід зауважити, що поповнення парку і, зокрема, легкових автомобілів, здебільшого відбувається за рахунок завезення в Україну старих автомобілів іноземного виробництва. Власне ж виробництво автотранспортних засобів за останнє десятиріччя значно скоротилося: у 2000 р. випуск легкових автомобілів зменшився проти 1990 р. у 9,1 рази, вантажних – у 2,2 та автобусів – у 3 рази (Табл. 2). Лише за останні п'ять років випуск вантажних автомобілів у порівнянні з 1995 р. зріс в 1,7 рази та автобусів – на 27%.

Таблиця 2

Річний випуск автотранспортних засобів в Україні, тис. одиниць

Тип транспортного засобу	Роки			
	1990	1995	2000	2010 прогноз *
Легкових	156,0	58,7	17,1	26,4
Вантажних	27,7	6,5	11,2	19,7
Автобусів	12,6	2,2	3,0	6,6

- * - Розраховано за даними Мінпромполітики України.

З розвитком автотранспорту формується широка мережа автомобільних шляхів та обслуговуючої інфраструктури. Сучасна довжина лише магістральних автошляхів з твердим покриттям у світі перевищує 12 млн. км. В Україні довжина автомобільних доріг загального користування сягає майже 170 тис. км, з них біля 96,5% - із твердим покриттям (5, с. 128). Найбільш розгалужена мережа автомобільних доріг сформована у Вінницькій, Дніпропетровській та Харківській областях. Водночас найменшу щільність автомобільних доріг загального користування з твердим покриттям мають Херсонська, Миколаївська, Луганська та Чернігівська області.

Аналіз статистичної інформації та наукових досліджень свідчить, що обсяги товаро - і пасажирообігу збільшуються в міру розвитку продуктивних сил суспільства, зростання добробуту і культури населення. У нашій країні впродовж 2000 р. було перевезено автотранспортом загального користування понад 900 млн. тонн вантажів, що складає 60% від

загального їх відправлення усіма видами транспорту. Найбільша доставка вантажів автомобілями в Дніпропетровській, Донецькій та Полтавській областях - відповідно 195, 125 і 102 млн. тонн, що разом становить майже 47 % загальних перевезень по країні. При цьому у згаданих регіонах допущено найменше скорочення обсягів перевезень у порівнянні з 1990 р. Самий низький обсяг перевезень у 2000 р. зафіксовано в Чернівецькій, Миколаївській та Кіровоградській областях, де доставлено споживачам лише 35,5 млн. тонн вантажів, що не перевищує 4 % загальнодержавних їх перевезень та все ж за роки незалежності України обсяги перевезення вантажів автотранспортом зменшилися порівняно з 1990 р. у 5,4 рази (5, с. 123). Обумовлено це насамперед спадом загального обсягу виробництва та реформуванням державного сектору економіки. У той же час перевезення пасажирів за останні роки дещо зростає: у 2000 р. автобусами скористалися 2604 млн. чоловік, що майже на 10 % більше проти 1998 р.

Слід зазначити, що сучасний автотранспорт гнучко реагує на зміни попиту ринку транспортних послуг. Переваги його використання перед іншими пересувними засобами на нинішньому етапі досягнень науково-технічного прогресу обумовлені високою маневреністю та можливістю швидкої доставки вантажів споживачам. При цьому відсутні додаткові витрати на перевантаження у процесі перевезення вантажів та їх кращого збереження тощо. Саме тому, як свідчить офіційна статистика, збільшення обсягів перевезень вантажів автомобілями майже в 4 рази випереджає обсяги перевезень іншими видами транспорту. Загалом, упродовж останніх десяти років автотранспортом Європейських країн щорічно перевозиться понад 70% вантажів і майже 80% пасажирів.

У той же час життєвий досвід і наукові дослідження все більше висвітлюють негативні чинники автомобільно-дорожнього комплексу, і перш за все його пагубний вплив на довкілля, який набуває останнім часом по-справжньому глобального характеру. Обумовлено це тим, що в процесі роботи автомобільний транспорт викидає разом з відпрацьованими газами токсичні речовини, сприяє утворенню пилу та інших шкідливих речовин, що забруднює поверхню землі, річок та водоймищ, створює високі рівні шуму та вібрації. Все це негативно впливає на довкілля і безпосередньо на самопочуття та здоров'я людей. Автотранспорт стає джерелом підвищеної загрози їх життю. Крім того, значно змінює довкілля, завдає йому великої шкоди будівництво та експлуатація автомобільних шляхів, обслуговуючої виробничо-соціальної інфраструктури.

Особливо небезпечно, коли автомобільна дорога перетинає шляхи міграції і місця стації (проживання) тварин, території та об'єкти природно-заповідного фонду. Слід зауважити, що зона впливу автомобільної дороги в залежності від інтенсивності дорожнього руху, його складу, а також від метеорологічних, кліматичних та топографічних умов місцевості поширюється на відстань до трьох кілометрів від краю проїзної частини.

Таблиця 3

Склад вихлопних газів двигунів внутрішнього згоряння

Компоненти	Склад за об'ємом, %		Примітка
	Карбюраторні двигуни	Дизельні двигуни	
Азот	74 - 77	76 - 78	Нетоксичний
Пара води	3 - 5,5	0,5 - 4	-"
Кисень	0,3 - 5	2 - 8	-"
Двоокис вуглеводу	5 - 12	1 - 10	-"
Окис вуглеводу	1 - 10	0,01 - 0,5	Токсичний
Окисли азоту	0 - 0,8	0,001 - 0,4	-"
Вуглеводні	0,2 - 3	0,01 - 0,1	-"
Альдегіди	0 - 0,2	0 - 0,002	-"
Сірчаний газ	0 - 0,002	0 - 0,03	-"

Примітка. У склад викидів входять також сажа (у бензинових двигунів до 0,04, у дизельних – 0,01-1,50 г/м³) та бенз(а)пірен (у бензинових до 0,00002, у дизельних до 0,00001 г/м³).

Значну небезпеку для людини та інших живих організмів становить забруднення атмосферного повітря та шум, які створюються автомобілем і безпосередньо впливають на них. Так, забруднення повітря, пов'язане з роботою агрегатів автомобіля, відбувається по трьох основних джерелах: система випуску двигуна, система змащення і вентиляції картера, система живлення паливом. Найбільша частина шкідливих речовин, що виділяються двигуном автомобіля, припадає на частку відпрацьованих газів, у складі яких міститься понад 200 різноманітних хімічних сполук, у тому числі і небезпечних для здоров'я людини та шкідливих для оточуючого середовища. Вміст небезпечних речовин у відпрацьованих газах автомобілів значною мірою залежить від режиму роботи двигуна, його технічного стану, виду застосовуваного пального, присадок тощо. Склад основних компонентів вихлопних газів наведено у табл. 3.

За даними статистики автомобілі світу щороку викидають в атмосферу Землі понад 400 млн. т оксидів вуглецю, 100 млн. т вуглеводнів, сотні тисяч тонн свинцю та багато інших шкідливих сполук. Крім того, всебічне застосування автотранспорту приводить до споживання значних обсягів кисню. Так, сучасний автомобіль для спалювання 1 кг бензину використовує майже 15 кг повітря, або в кисневому еквіваленті – біля 200 л кисню. Це більше обсягу кисню, що вдихає людина упродовж однієї доби. Легковий автомобіль марки "Волга" забирає з повітря кисню в сто разів, а вантажівка марки ЗИЛ-130 – у 200 разів більше, ніж одна людина.

Динаміку викидів шкідливих речовин автотранспортом України за період 1992 – 2000 рр. характеризують дані, відображені на рис. 1. Аналіз його показує, що за ці роки викиди шкідливих сполук від автотранспорту скоротилися на 53%. У територіальному плані найбільш суттєве їх зменшення відбулося в Харківській, Чернігівській та Кіровоградській областях. У той же час вони залишаються ще значними і в багатьох регіонах нашої країни мають вирішальний вплив на стан повітряного басейну. Так, у 2000 р. у шістнадцяти регіонах країни викиди від автотранспорту в 2,5 рази переважали надходження від стаціонарних джерел, понад три чверті загальної кількості викидів шкідливих речовин автомобілями припадало на Автономну Республіку Крим, Житомирську, Закарпатську, Миколаївську, Одеську, Тернопільську, Херсонську і Чернівецьку області та міста Київ і Севастополь. У 2000 р. від

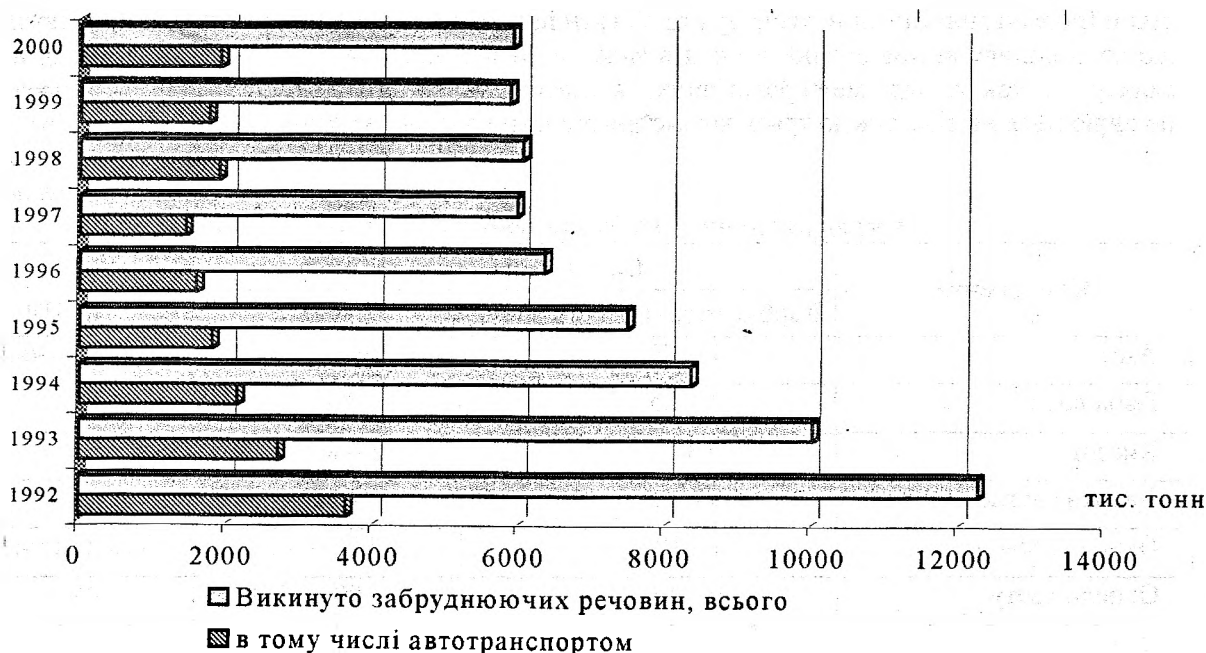


Рис. 1. Динаміка забруднення атмосферного повітря в Україні

автотранспортних засобів до повітряного басейну надійшло 1,9 млн. тонн шкідливих речовин. Це майже на 200 тис. тонн, або на 10,4% більше попереднього року. У загальному балансі забруднення повітря викиди від автотранспорту становлять 32,2% проти 24% у 1995 р. і майже на 3 відсоткових пунктів більше 1992 р.

Слід відмітити, що обсяги викидів автотранспортом забруднюючих речовин у повітря визначаються не на підставі окремого статистичного звіту, а розрахунком шляхом. З цією метою Житомирським регіональним сектором екологічної статистики НДІ разом з відділом статистики природних ресурсів та навколишнього середовища Держкомстату України були розроблені і вже застосовуються на практиці нові Методики [6; 7]. Суть їх полягає в тому, що викиди шкідливих речовин автотранспортом визначаються не від автопробігу і питомих викидів на кілометр пробігу, а виходячи з кількості спожитого пального, тобто використаного на пробіг і транспортну роботу, як це застосовується у міжнародній практиці.

Використовуючи згадані вище методики та відповідну статистичну інформацію, нами проведено розрахунок викидів шкідливих речовин автотранспортом у повітряний басейн Житомирщини (табл. 4). Загальна кількість автомобілів області за період 1992 – 2000 рр. збільшилися на 37,4 тис. одиниць, або майже на 22%. Найсуттєвіше зростання автотранспортних засобів відбулося в Коростишівському, Олевському і Житомирському районах та усіх містах обласного підпорядкування.

Таблиця 4

**Викиди шкідливих речовин автотранспортом до повітряного басейну Житомирщини
(тис. тонн)**

Показники	1992 р.	1995 р.	2000 р.	2000 р. у % до	
				1992 р.	1995 р.
Викиди забруднюючих речовин, всього	135,2	67,8	61,8	45,7	91,1
В тому числі автотранспортом	65,1	37,2	49,5	76,0	133,1
в % до загальних викидів	48,1	54,9	80,1	32,0 п	25,2п

Як видно з таблиці 4, при існуючій тенденції щодо загального скорочення викидів шкідливих речовин у порівнянні з попереднім періодом частка автотранспорту у загальному обсязі викидів зростає. Так, якщо у 1992 р. вона складала 48%, а в 1995 р. – біля 55, то в 2000 р. досягла 80%. У цілому по регіонах України ці показники становили 29,3, 24, 32,2 % відповідно. Загалом від транспортних засобів регіону в 2000 р. у повітря надійшло 49,5 тис. т шкідливих речовин, що на 20,6 тис. т менше порівняно з 1992 р. Серед викинутих автотранспортом токсичних компонентів, якими забруднюється повітря, біля 80% становлять окис вуглецю, 14,0 – вуглеводні та 6% - окиси азоту (рис.2.).

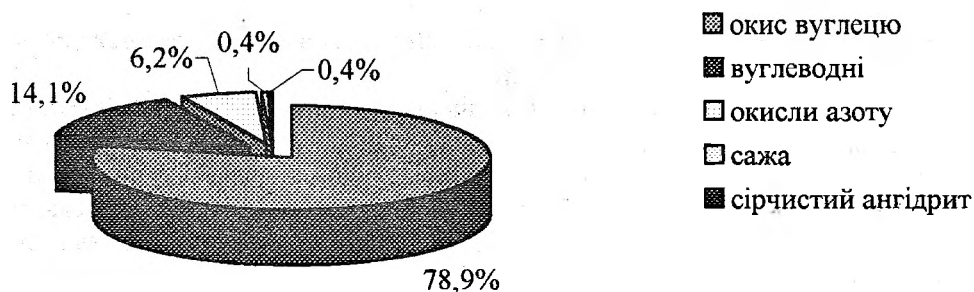


Рис. 2. Структура викидів забруднюючих речовин від автотранспорту суб'єктів господарювання Житомирської області у 2000 р.

Особливо великі обсяги викидів, як свідчить аналіз статистичної інформації, в Овруцькому, Малинському, Житомирському і Коростишівському районах та усіх містах обласного підпорядкування. У згаданих містах у порівнянні з 1992 р. приріст викидів забруднюючих речовин у повітря становить майже 3,2 тис. т, або 12,5%. В обласному центрі всього нараховується 49,0 тис. одиниць автотранспорту, в тому числі 40 тис. одиниць у приватному секторі. Їх кількість у порівнянні з 1992 р. зросла в 1,8 рази. І як наслідок, викиди шкідливих сполук зросли і становлять найбільшу кількість серед всіх адміністративно-територіальних одиниць області – біля 18,0 тис. т. або 28,7 % загально регіонального рівня.

Зауважимо, що основним видом пального, який використовується автотранспортом, є бензин, на ньому працює 77,2 % всіх машин. Дизельне паливо споживають 18,1 % автомобілів, а серед вантажних – кожний четвертий. На природному газі працює 4,7 % автомобілів та 11 % пасажирських автобусів.

Проте, в 2000 році у порівнянні з попереднім викиди від автотранспорту в області скоротилися на 5,5 тис. тонн за рахунок зменшення використання пального. Найбільший за останніх 5 років обсяг викидів від пересувних джерел (61,0 тис. т) було зафіксовано у 1998 р., який збільшився проти попереднього року майже на 31%. Обумовлено це уточненням величин використання пального приватним автотранспортом відповідно до введеної Держкомстатом України нової Методики розрахунку викидів забруднюючих речовин у повітря від автотранспорту, що перебуває у приватній власності населення, а також збільшенням його кількості. Його кількість у регіоні за період, що аналізується, зросла у 1,6 рази і становить понад 135 тис. одиниць, або майже 96 автомобілів на 1000 чоловік населення регіону проти 117 в середньому по Україні. З проведеного аналізу видно, що частка викидів приватним автотранспортом у 2000 р. досягла майже 54% загальних надходжень у повітря від пересувних джерел (рис. 3).

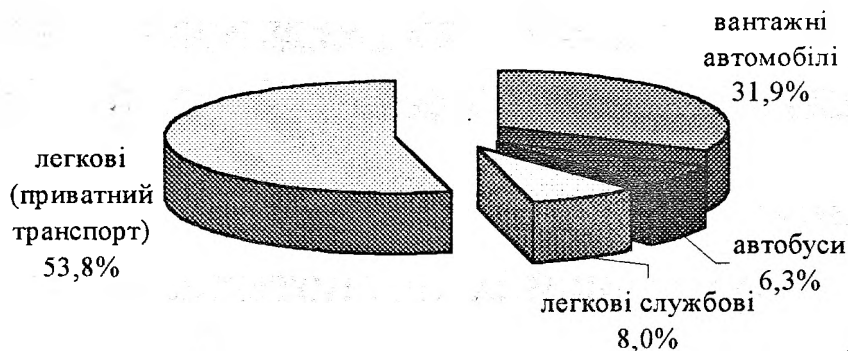


Рис. 3. Структура викидів забруднюючих речовин за видами автотранспортних засобів

Таким чином, сучасний автотранспорт, задовольняючи потреби суспільства у транспортних перевезеннях, водночас негативно впливає на стан повітряного басейну. Розуміючи це, світова наука останнім часом активно працює над удосконаленням автотранспортних засобів і, зокрема, їх двигунів. Крім того, зусилля науковців і практиків зосереджені на розробці та впровадженні у виробництво нових еколого-безпечних видів автомобільного пального. Впровадження у практику статистичних органів нашої держави обліку викидів забруднюючих речовин від автотранспорту за двома новими методиками, зокрема від автомобілів, що перебувають у приватній власності населення і фізичних осіб - суб'єктів підприємницької діяльності та підприємств, організацій, установ, забезпечить єдині з Європейськими країнами підходи при визначенні викидів. Водночас є можливість отримувати розрахунки викидів забруднюючих речовин у розрізі всіх населених пунктів країни, видів економічної діяльності, органів управління, місцевості, регіонів суб'єктів господарювання та їх форм власності. Цього і вимагають підписані та ратифіковані Україною відповідні міжнародні протоколи у рамках Конвенції про трансграничне забруднення повітря на великі відстані.

Література:

1. Закон України «Про автомобільний транспорт» від 5.04.2001 р., № 2344-III.
2. Хортов В. Чем больше и мощнее ДВС мы будем производить, тем быстрее задохнемся без кислорода!!! / Автомобильный транспорт, № 5, - 2000, - с. 3-6.
3. Канило П.М., Бей І.С., Ровенський О.І. Автомобіль та навколишнє середовище. - Х.: Прапор, 2000. - 304 с.
4. Ежегодный бюллетень статистики транспорта для Европы и Северной Америки. ООН.- Нью-Йорк и Женева, 1997, - 222 с.
5. Україна у цифрах у 2000 році. Короткий статистичний довідник / За редакцією О.Г.Осауленка. Державний комітет статистики. - К.: Техніка, 2001, -254 с.
6. Методика проведення статистичного спостереження розрахунку за викидами забруднюючих речовин у повітря від автотранспорту, що перебуває у приватній власності населення / Затверджено наказом Держкомстату України від 15.12.1999 р., № 409.
7. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин у повітря автотранспортом, який використовується суб'єктами господарської діяльності та іншими юридичними особами всіх форм власності / Затверджено наказом Держкомстату України від 06.09.2000 р., № 293.
8. Матеріали Житомирського обласного управління статистики за 2000 р.

Медико-біологічні та духовно-психологічні аспекти аварії на ЧАЕС

УДК 368:547(477)

СОЦІАЛЬНИЙ ЗАХИСТ ПОТЕРПІЛИХ ВІД АВАРІЇ НА ЧАЕС

А.Б. Войтенко

Україна, Голова Житомирської обласної ради, м. Житомир

В статті викладено фактичний матеріал соціальному захисту населення внаслідок аварії на ЧАЕС в Житомирській області

Заходи органів державної влади та місцевого самоврядування в перший період роботи ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи лише стримували поширення її негативного впливу: накопичувався досвід і поглиблювалося вивчення реального стану радіоактивного забруднення і можливого його подальшого впливу на здоров'я людини й навколишнє середовище.

Важливе значення для конкретизації заходів соціальної політики мала концепція Української Національної програми ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС на 1993-1995 рр. і на період до 2000 року (червень 1993 р.). А Закон про правовий статус і соціальний захист населення визначав систему заходів для постраждалих чотирьох зон: відчуження, безумовного (обов'язкового) відселення, гарантованого добровільного відселення, посиленого радіоекологічного контролю.

Перед державними органами та місцевим самоврядуванням постали нові масштабні завдання. Із зони безумовного відселення потрібно було перемістити в чисті райони понад 14 тисяч осіб, або 6870 сімей. Під соціальний захист підлягало ще 213,4 тис. чоловік із зони гарантованого добровільного відселення, серед них майже 42,3 тис. дітей до 14-річного віку, а також понад 193 тис. чоловік із зони посиленого радіоекологічного контролю.

Програма відселення вирішувалася дуже важко. Зривались строки будівництва житла і відселення з різних причин. Незважаючи на неодноразові звернення облдержадміністрації, народних депутатів України, на сесії обласної ради народних депутатів 18 жовтня 1992 року відзначалось, що уряд, Президент України так і не вжили дійових заходів до виправлення становища, а, міністр України Г. О. Готовчиць додав: "Безвідповідальність прослідковується і в роботі обласних структур".

Хоча за 1990-1992 роки на капітальне будівництво було витрачено 11,9 млрд. крб. і збудовано понад 2,3 тис. житлових будинків садибного типу та придбано більше 2 тисяч квартир, програма 1992 року була зірвана. Річне завдання щодо використання вкладень на житло склало 48 відсотків, а на об'єкти соціально-культурного призначення - 28. Незадовільний хід будівництва стримував відселення. Крім постраждалих другої зони, допомоги у житлі чекали ще 32 тис. осіб із зони добровільного гарантованого відселення та посиленого радіоекологічного контролю, яким було видано направлення на самостійне добровільне переселення.

Серед питань соціального захисту постали працевлаштування та оплата праці осіб, які постраждали від катастрофи і змушені були проживати й працювати на забруднених територіях. Особи, що працювали в забруднених зонах, мали право на підвищення оплати праці на 25 відсотків тарифної ставки. Однак у Народицькому районі надбавка розповсюджувалась на працюючих лише 26 населених пунктів, а в Овруцькому - 19. Уряд України своїм розпорядженням від 31 січня 1990 р. розширив зону дії 25-процентного

підвищення оплати праці. В Народицькому районі вона вже поширилась на 80 населених пунктів, в Овруцькому - на 20, Луганському - на 12, Коростенському - на 11, на селище Діброва та села Рудню-Радовельську Олевського і Рудню-Калинівку Малинського районів.

Була також впроваджена диференційована оплата праці на підприємствах, в організаціях і установах у залежності від рівнів радіоактивного забруднення ґрунту: на 20 відсотків при забрудненні до 5 Кі/кв. км, на 30 - до 10, на 50 - до 15, на 75 - до 30, на 100 відсотків - при 30 Кі/кв. км і більше.

Тільки в 1991 році на додаткову оплату праці працівникам бюджетної сфери північних районів через сільські та селищні ради було використано 8,1 млн. крб., або 24% загальної суми витрат на ліквідацію наслідків аварії на ЧАЕС.

Але соціальний стан потерпілих залежав і від наявності робочих місць. Між тим з роками виробнича діяльність північних районів скорочувалась, а кількість робочих місць зменшувалась. Зростання чисельності працюючих почалося тільки в 1997 році. В наступному році ситуація поліпшилась у чотирьох районах з дев'яти. Зросла й оплата праці. В 1997 році вона була більшою від середньо обласної у робітників і службовців у чотирьох районах, а в 1998 році тільки в Малинському районі та м. Коростені.

Масове переселення викликало потребу в різних компенсаціях, пільгах, допомозі постраждалим. У 1989 році переселенцям 12 сіл Народицького району надавались компенсації і пільги, аналогічні 1986 року. Крім того, сім'ям, що переселялися, Укрбанк надавав без відсоткові позики на господарське облаштування розміром до 5 тис. крб., зі строком погашення до 15 років з моменту їх видачі. Сім'ям, що виїжджали із забруднених районів, надавалась одноразова допомога в розмірі трьох мінімальних зарплат на кожного члена сім'ї, виплачувалась вартість проїзду, середня зарплата за 14 днів збирання в дорогу і на період працевлаштування (3 місяці), компенсувалась вартість залишених будівель, дерев, багаторічних посівів. Всього на сім'ю видавалось до 104 тис. крб. Виплата і компенсації за втрачене майно та видатки на переїзд в 1992-1994 роках зросли. Тільки в 1994 році вони склали близько 62 млн. українських крб., а за неповний 1995 рік майже 180 млн. крб. У наступні роки в зв'язку з економічною кризою виплати і компенсації за втрачене майно скоротились. Заборгованість перед постраждалими зростала. Якщо в 1996 році вона склала 528,7 тис. гривень, то в 2000 році - вже більше 8 млн. гривень.

Досить гострою проблемою соціального захисту населення було і залишається забезпечення постраждалих чистою продовольчою продукцією, її виробниками були сільські господарства та харчова промисловість, і від їх розвитку значною мірою залежить ступінь вирішення цієї проблеми. Зважаючи на загострення економічної кризи та забрудненість значних територій, виробництво продуктів харчування скоротилось. Відбулися великі зміни в структурі посівних площ, поголів'я худоби і птиці. Площі під зерновими культурами, льоном, картоплею і овочами зменшилися на 31,8 тис. гектарів. Скоротилося поголів'я худоби на 60,3 тис. голів та птиці на 52,3 тисячі штук.

Гострим залишалося питання з дитячим харчуванням. Краще ним забезпечувались школи та державні дошкільні дитячі заклади й набагато гірше колгоспні дитячі садки. В багатостраждальному Народицькому районі частина їх була зовсім закрыта (в селах Давидки, Славенщина, Гуто-Мар'ятин, Калинівка, Ласки), а там, де ще вони працювали в 1992 році, дітей годували продуктами в основному власного виробництва. Так харчувалися діти в Лозниці, В'язівці, Клочках, Норинцях, Латашах та інших селах.

Вирішення проблеми постачання продуктів і товарів через централізовану систему за таких умов також було недосяжним. За статистикою їх надходження з року в рік скорочувалося. Якщо в 1998 році м'яса і м'ясопродуктів для продажу і споживання населенням забруднених районів надійшло 1827 тонн, молока і молокопродуктів 8428 тонн, риби 606 тонн, цукру 1495 тонн, борошна 1538 тонн, свіжих овочів 1684 тонни, фруктів 667 тонн, то в 1999 році відповідно 1651, 6636, 488, 1002, 1258, 1183 і 152 тонни. Зменшилось надходження ковбасних виробів, масла тваринного, оселедців, кондитерських виробів, винограду, цитрусових. Кращими були показники лише по молочних, плодоовочевих та консервах дитячого харчування, маргарину, баштанних культурах.

У 1992 році на оплату харчування дітей дошкільного віку та в школах витрати склали 239 млн. укр. крб., а в 1996 році видатки по пільговому харчуванню склали понад 19 млн. гривень. В наступні два роки вони зросли більш як на 3 млн. і в 1999 році досягли 32751 тис.

гривень. Однак з ростом витрат на пільгове харчування зростала й заборгованість держави перед громадянами. Якщо в 1996 році вона становила 3135 тис. грн., то в 1999 році досягла 17340 тис. грн., а на кінець 2000 року більше 25 млн. гривень.

Важливим заходом, спрямованим на зміцнення та відновлення здоров'я постраждалих, за умов недостатньої забезпеченості їх чистими продуктами, було оздоровлення та санаторно-курортне лікування. З визнанням нових, розширених за масштабами небезпечних зон, ця проблема в 90-х роках потребувала з боку держави додаткових організаційних, матеріальних і фінансових зусиль.

У 1991-1992 роках щорічно виділялося 393 тис. путівок, в тому числі 282 тис. для оздоровлення дітей, які проживали на забруднених територіях. Однак кількість путівок не могла повністю задовольнити потреби в оздоровленні населення. Чисельність осіб, що потребували оздоровлення, становила в області понад 450 тисяч, а інфраструктура санаторно-курортних закладів, будинків і баз відпочинку не могла задовольнити такої потреби населення, особливо в лікуванні.

Певне місце в лікуванні постраждалого населення, особливо дітей, посіло їх оздоровлення за кордоном. Найбільш гостинно приймали наших дітей на Кубі, у Франції, Німеччині, Словачії, Польщі та інших країнах. Організацією оздоровлення за кордоном займалися громадські організації, такі як "Союз-Чорнобиль", "Діти Чорнобиля", Український республіканський молодіжний фонд та інші. На 1990 рік за кордоном було проліковано 4070 дітей.

У 1996 році було проліковано 47843 чол., а в 2000 році - трохи більше 25 тисяч. До 1998 року мав місце ріст кількості дітей, що відпочивали в таборах, проте в 1999 і 2000 роках їх число різко зменшилось через зростання цін за путівки. В ці роки відбулося скорочення видатків держави на оздоровлення дітей і дорослих. Якщо в 1996 році вони склали майже 23 млн. гривень, то у 1999 становили 20,3 млн., а у 2000 році ще менше.

Факти засвідчують, що у 90-ті роки сформувалась нова система організації оздоровлення. Область розбудувала ряд санаторно-курортних закладів, зміцнила їх матеріально-технічну базу, практично зламала сезонний принцип оздоровлення, відпрацювала практику його організації через управління (відділи) у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. Та ці заходи не зняли проблеми стану здоров'я постраждалих. І взагалі, проблема соціального захисту потерпілих від аварії на ЧАЕС вимагає сьогодні від держави нових підходів і нових рішень.

ОСОБЛИВОСТІ ХАРЧУВАННЯ СТУДЕНТІВ В УМОВАХ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Г.П. Грибан,
Ф.Г. Опанасюк

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

Однією з найактуальніших проблем екології після Чорнобильської аварії є захист людини від радіаційного впливу. Сьогодні основним джерелом попадання в організм людини радіонуклідів є харчування. Вживання забруднених радіонуклідами продуктів і води у післяаварійний період є основним шляхом опромінювання, який можна значно зменшити за рахунок вибору продуктів харчування, кулінарної обробки харчових продуктів, підбору спеціальних страв з адаптогенними властивостями.

Аварія на Чорнобильській АЕС, яка трапилася 15 років тому, оцінюється сьогодні як одна із найбільших глобальних екологічних катастроф на земній кулі. Від радіоактивного випадіння постраждали не тільки райони України, Білорусії, Росії, а також частково були забруднені Румунія, Польща, Німеччина, Австрія, Угорщина, Югославія, Словачія, Чехія,

Греція, Туреччина, Швейцарія. Радіоактивні плями були виявлені на півночі Швеції, Фінляндії і Норвегії, в окремих районах Італії, Франції й Англії, повітряні потоки пронесли радіоактивні хмари над Китаєм, Кореєю, островами Тихого океану, радіоактивні компоненти були також виявлені у повітрі, молоці і пробах питної води у США. Вчені донині не можуть ще точно визначити масштаби і наслідки цієї катастрофи для людини і природи.

Метою досліджень було вивчення ролі харчування в умовах радіонуклідного забруднення навколишнього середовища та розробка практичних рекомендацій для раціонального і спеціального харчування студентів академії.

Для досягнення мети досліджень нами вирішувалися основні завдання, а саме: 1) вивчення режиму і раціону харчування студентів; 2) розробка рекомендацій для зменшення попадання радіонуклідів в організм студентів шляхом вживання продуктів харчування і води; 3) визначення окремих продуктів, спеціальних страв, додаткових харчових добавок і вітамінних препаратів, які містять радіозахисні речовини або їх елементи, мають адаптогенні і імуномодельючі властивості; 4) практичне втілення в навчальний процес з фізичного виховання рекомендацій раціонального харчування в умовах радіонуклідного забруднення.

Проведені нами дослідження (анкетування і опитування студентів ДААУ) виявили досить багато серйозних недоліків в харчуванні студентів. Студенти практично не дотримуються ніяких норм харчування (73,6% опитаних), режим харчування відсутній у 84,2%, раціону харчування не дотримується 95, 7% студентів. З фізіологічної точки зору харчування є неповноцінним, виходячи з віку, статі, навчальних і фізичних навантажень, участі в змаганнях та відпочинку тощо. Не враховуються принципи досягнення енергетичного балансу, відсутнє науково обґрунтоване співвідношення між основними харчовими речовинами – білками, жирами та вуглеводами, вживається недостатня кількість продуктів, які містять мінеральні речовини та вітаміни, в основному харчування одноманітне.

Опитування показало, що тільки 37,4% студентів знають основні продукти харчування, які містять в собі радіозахисні харчові речовини, або є корисними для вживання в умовах радіонуклідного забруднення. Вживання картоплі у 61,3% студентів перевищує в 1,3-2,2 рази фізіологічні потреби організму, майже всі студенти надмірно споживають чисті вуглеводи (цукор, кондитерські вироби, варення, джеми), що є небажаним в умовах радіонуклідного забруднення.

Надмірне вживання цукру призводить до виснаження багатьох функцій організму, а саме: до діабету (високий вміст цукру в крові), гіперглікемії (низький вміст цукру в крові), ослаблення уваги і пам'яті, роздратованості, підвищення вмісту жирів у крові, а також вчені пов'язують його з артритом, алкоголізмом, хронічними інфекціями й іншими захворюваннями. За даними (В. Шелтон, 1991), в умовах радіонуклідного забруднення, цукор можна вважати як за "абсолютний яд", так як він підвищує чутливість організму людини до дії радіоактивних елементів.

Споживання овочів у добовому раціоні в зимово-весняний період у 74,4% студентів є незадовільним і забезпечує потребу в них лише на 25-65%, а споживання свіжих фруктів і ягід в цей період майже не забезпечує потреби організму (винятком є лише яблука, які споживають в достатній, а іноді і більшій нормі, але лише у 32,6% опитаних студентів). Споживання в достатній кількості овочів і фруктів в умовах радіонуклідного забруднення є досить важливим, так як вони містять некрохмальні вуглеводи (альгінати, полісахариди, харчові волокна, пектинові речовини), які володіють радіозахисними властивостями.

Наявність у пектинових речовинах вільних карбоксильних груп галактуронової кислоти надає їм властивості зв'язувати в травній системі іони металів з наступним утворенням нерозчинних комплексів (пектатів, пектинатів), які не всмоктуються, а виводяться з організму. Захисна дія пектинів обумовлюється й тим, що вони разом з іншими харчовими волокнами поліпшують перистальтику кишок, сприяють більш швидкому виведенню металів з фекаліями. Дані експериментальних досліджень (В.І.Смоляр, 1991) показали, що пектин зв'язує у травній системі радіоактивний стронцій, тим самим зменшує його всмоктування і відкладення у кістках скелета. Радіонуклідозв'язуючою активністю щодо цезію-137 володіють яблучний, буряковий і цитрусовий пектини.

Вивчення добового раціону студентів показало надмірне вживання жирів тваринного походження, що шкідливо впливає на організм людини в цілому, а тим більше в умовах підвищеного радіаційного впливу. Недостаток в організмі жирів рослинного походження

призводить до затримки росту, зниження опірності організму, сухості і зміни шкіряних покривів.

Аналіз якісного складу білків, які складають раціон студентів, вказує на недостатку і нерегулярність споживання білкових продуктів, які містять сірковмісні амінокислоти (риба, яйця, сир, курятина, вівсяна і гречана крупи, соняшникове насіння).

В умовах впливу іонізуючої радіації найбільшого значення набувають сірковмісні амінокислоти – метіонін і цистин, що мають властивість зв'язувати активні радикали. Високий вміст білка в раціоні сприяє збільшенню виділення цезію-137 з м'язової тканини, внутрішніх органів та крові. І навпаки, при нестачі білка в раціоні і білковому голодуванні відзначається значне нагромадження цезію-137 в організмі. Сприятливо впливають раціони з високим вмістом білка, головним чином на швидкість виведення цезію-137, а не на механізм всмоктування чи відкладання цього радіонукліду в організмі (В.І.Смоляр, 1991).

Основним принципом зменшення надходження та накопичення радіонуклідів в організмі студентів є перш за все правильний вибір харчування, який поєднує в собі використання більш-менш чистих продуктів з навколишнього середовища, застосування найбільш доцільних засобів технологічного та кулінарного обробітку харчових продуктів, приготування спеціальних страв, які містять радіозахисні речовини і підвищують адаптацію організму до дозового навантаження і в цілому позитивно впливають на стан здоров'я.

Велика кількість харчових речовин внаслідок природних якостей мають виражені радіозахисні властивості. До них належать білки, амінокислоти, метіонін і цистин, поліненасичені жирні кислоти, складні некрохмальні вуглеводи, аскорбінова кислота, пантотенова кислота, тіамін, рибофлавін, ретинол, токоферол, вітамін Р, каротин, мінеральні речовини: калій, кальцій, магній, фосфор, йод, селен, хром, залізо, цинк (В.І.Смоляр, 1991; С. Шелнон, 1991).

У зв'язку з цим на кафедрі фізичного виховання ДААУ нами розроблена лекція "Особливості харчування в умовах радіонуклідного забруднення", яка була додатково впроваджена в навчальний процес з фізичного виховання і передбачала розкриття таких питань:

1) загальні положення про наслідки екологічної катастрофи, пов'язаної з аварією на Чорнобильській АЕС та іншими джерелами забруднення навколишнього середовища (пестициди, токсичні метали: свинець, ртуть, алюміній, кадмій);

2) вимоги до нормального режиму харчування і його особливості в умовах радіонуклідного забруднення;

3) визначення найбільш оптимального співвідношення і достатнього споживання життєво необхідних продуктів, виходячи із вимог радіонуклідного забруднення, режиму навчання і фізичних навантажень;

4) технологічна і кулінарна обробка продуктів, забруднених радіонуклідами, та технологія приготування їжі;

5) додаткові рекомендації щодо організації радіозахисного харчування.

УДК 616.155.392 : 614.876

ЗАХВОРЮВАНІСТЬ НА ЛЕЙКЕМІЮ В ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

М.І. Борщівський,
Т.І. Лиса

Україна, Житомирська обласна клінічна лікарня ім. О.Ф.Гербачевського

Проведено аналіз захворюваності на різні види лейкемій населення Житомирської області протягом 15 років після аварії на ЧАЕС. Порівнювались показники в радіаційно забруднених та так званих "чистих" районах. Спостерігався певний ріст захворюваності на гострі лейкемії в області в 1990-му році. В подальші роки цей показник стабілізувався та суттєво не відхилявся від рівня спонтанна. В потерпілих районах показники захворюваності на різні види лейкемій суттєво не відрізнялись від відповідних показників "чистих" районів.

Вивченню медико-біологічних наслідків радіаційного опромінення після аварії на ЧАЕС присвячено багато вітчизняних та закордонних досліджень. Відомо, що у людей власне радіологічні наслідки обмежуються 2 категоріями проявів - безпосередніми та віддаленими. До безпосередніх (соматичних) належать променеві реакції та ураження критичних органів, включаючи променеву хворобу, а до віддалених (стохастичних) - злоякісні новоутворення (у тому числі лейкемії) та генетичні порушення, які виявляються у потомства.

На відміну від перших післяаварійних років, коли в літературі було опубліковано чимало матеріалів та прогнозів сенсаційного або тенденційного характеру стосовно віддалених наслідків аварії на ЧАЕС, які не базувались на достовірному науковому аналізі, протягом останнього десятиріччя в країнах, які зазнали радіаційного забруднення внаслідок цієї аварії, провідними науково-дослідними інститутами із залученням міжнародних організацій здійснюються широкомасштабні програми з вивчення епідеміології злоякісних новоутворень, у т.ч. лейкемій (Рябухін Ю.С.). Згідно з літературними даними, найбільш чутливим індикатором радіаційного впливу на організм людини є додаткова над спонтанним рівнем індукція злоякісних новоутворень і, насамперед, лейкемій (Циб А.Ф.). Саме для них визначена та експериментально підтверджена порогова доза індукції, яка дорівнює 0,2-0,3 Гр. (Ільїн Л.А.). Загалом для гострих лейкемій характерний досить низький рівень спонтану - 2-4 випадки в рік на 100 тис. населення.

За чисельними дослідженнями, після аварії на ЧАЕС наслідки опромінення виявляють якісну різницю між чотирма контингентами населення: 1) аварійними командами, які працювали в гострій фазі аварії; 2) ліквідаторами 1986р. 3) ліквідаторами 1987 та наступних років; 4) населенням, яке знаходилось та знаходиться в умовах тривалого загального опромінення в так званих "малих дозах".

Доведено, що лейкозогенний ефект радіації залежить від отриманої дози опромінення та виявляється при її середніх та високих дозах. Так, у ліквідаторів наслідків аварії на ЧАЕС, особливо 1986 року, виявлені радіогенні лейкози, пік яких спостерігався через 4-5 років після трагедії; атрибутивний ризик (частка радіаційно обумовлених раків від спонтанних) сягав 45-60%. Це свідчить про радіаційну обумовленість кожного другого випадку лейкозу, що розвивається у ліквідаторів.

Стосовно радіаційного опромінення в "малих дозах", то в оцінці його ефектів існують різні категорії дослідників, які дотримуються не тільки різних, але й протилежних поглядів. Одні вказують на підвищену небезпеку малих доз, інші, виходячи з так званої лінійної гіпотези виникнення злоякісних пухлин, відкидають будь-які особливості їх ефектів, треті доводять існування позитивної дії опромінення в діапазоні малих доз.

Населення 9 районів Житомирської області включно з м. Коростень внаслідок аварії на ЧАЕС підпало під дію тривалого радіаційного опромінення в "малих дозах". Тому нами з метою вивчення можливого росту захворюваності на лейкемії як одного із стохастичних ефектів цього опромінення була проаналізована захворюваність на всі види лейкемій, що

виникли в нашій області протягом 15 років після аварії на ЧАЕС. Окремо досліджувались та порівнювались показники радіаційно забруднених та так званих “чистих” районів.

Результати. За досліджуваний період в Житомирській області всього вперше захворіло на різні види лейкемій 1815 чоловік, серед них на гострі лейкемії - 32%, хронічну мієлоїдну лейкемію - 11%, хронічну лімфоїдну лейкемію 49%, на інші види лейкемій - 8%. (табл.1).

Таблиця 1

Абсол. кількість вперше виявлених хворих на лейкемії в Житомирській області
протягом 1986-2000 рр.

Захворювання	Область в цілому	Радіац. забруд. райони	“Чисті” райони
Гострі лейкемії	574	210	364
Хрон. мієл. лейкемія	208	69	139
Хрон. лімфоїд. лейкемія	881	290	591
Інші лейкемії	152	43	109
Всього лейкемій	1815	612	1203

В радіаційно забруднених районах вперше захворіло на різні види лейкемій 612 чоловік, серед них на гострі лейкемії 34 % хворих, хронічну мієлоїдну лейкемію - 11 %, хронічну лімфоїдну лейкемію- 48 %, на інші види лейкемій - 7%. В “чистих” районах області всього вперше захворіло на різні види лейкемій 1203 чоловіка, серед них на гострі лейкемії - 30 %, хронічну мієлоїдну лейкемію - 12 %, хронічну лімфоїдну лейкемію- 49 %, на інші види лейкемій - 9 %. Таким чином, питома вага різних видів лейкемій, виявлених протягом 15 післяаварійних років, практично не відрізнялась в радіаційно забруднених та так званих “чистих” районах області.



Показник захворюваності на лейкемії (сумарний) в області коливався в межах 7-9 на 100 тис. населення. Найвищий показник (10,6) спостерігався в 1990 році, однак в подальшому він стабілізувався і його росту не спостерігалось як в радіаційно забруднених, так і в “чистих” районах області. Слід відмітити, що в 1988, 1992, 1993, 1994 та 1995 рр. показник захворюваності на лейкемії в “чистих” районах перевищував відповідний показник в радіаційно забруднених районах.

Гострі лейкемії. Показник захворюваності по області протягом досліджуваного періоду суттєво не відхилявся від рівня спонтанну та коливався переважно в межах 2 - 4 на 100 тис. нас. (Діаграма 1). Спостерігався його певний ріст в 1990р. (до 4,4). Однак в подальші роки він стабілізувався та суттєво не відхилявся від рівня спонтанна. Не відмічено також суттєвої різниці в показниках захворюваності на гострі лейкемії в радіаційно забруднених і “чистих” районах області. Лише в 1990 р. цей показник в радіаційно забруднених районах (5,2 на 100 тис. нас.) значно перевищував відповідний показник в “чистих” районах.

Хронічна мієлоїдна лейкемія. Середньообласний показник коливався в межах 0,6-1,2 на 100 тис. населення. Певний ріст захворюваності спостерігався в 1989 році (показник 1,4) та 1993р. (показник 1,3). Не відмічалось суттєвої різниці в показниках захворюваності на

хронічну мієлоїдну лейкемію в радіаційно забруднених і “чистих” районах області. Лише в 1989 р. показник в радіаційно забруднених районах (1,7 на 100 тис. нас.) значно перевищував відповідний показник в “чистих” районах; а в 1993, 1994 та 1995 рр., навпаки, показник в “чистих” районах значно перевищував відповідний показник в радіаційно забруднених.

Хронічна лімфоїдна лейкемія. Середньообласний показник захворюваності коливався в межах 3 – 4,5 на 100 тис. нас. В 1998р. спостерігалось його підвищення до 5,2 на 100 тис. нас. При аналізі захворюваності по окремим групам районів відмічено, що найвищі показники спостерігались в 1999 (5,8) та 1998 (5,5) роках в радіаційно забруднених, а в 1988 році (5,4) - в “чистих” районах області. Загалом суттєвої різниці в захворюваності на хронічну лімфоїдну лейкемію в досліджуваних групах районів не виявлено.

Інші види лейкемій (еритремія та остеомієлофіброз). Показник захворюваності коливався в межах 0,5 – 0,9 на 100 тис. нас. В 1988, 1989, 1990, 1992 та 1994 рр. показники захворюваності були вищими в “чистих”, а в 1999 та 2000 рр. - в радіаційно забруднених районах області. Загалом суттєвої різниці в захворюваності на ці види лейкемій в досліджуваних групах районів не виявлено.

Висновки:

1. Питома вага різних видів лейкемій, виявлених протягом 15 років після аварії на ЧАЕС, практично не відрізнялась в радіаційно забруднених та так званих “чистих” районах області.

2. Показник захворюваності на гострі лейкемії по області протягом досліджуваного періоду суттєво не відхилявся від рівня спонтанну. Спостерігався певний ріст показника в 1990р., однак в подальші роки він стабілізувався. Не відмічено також суттєвої різниці в показниках захворюваності на гострі лейкемії в радіаційно забруднених і “чистих” районах області.

3. В потерпілих районах показники захворюваності на окремі види лейкемій (гострі лейкемії, хронічну мієлоїдну лейкемію, хронічну лімфоїдну лейкемію та інші) суттєво не відрізнялись від аналогічних показників в “чистих” районах області.

4. Отримані нами результати збігаються з висновками епідеміологічних досліджень, проведених вітчизняними (А.Е. Присяжнюк), російськими та білоруськими вченими (Ільїн Л.А.), які при проведенні широкомасштабних епідеміологічних досліджень довели, що серед контингенту населення, яке підпало під дію радіаційного опромінення в т.зв. “малих дозах”, не спостерігається достовірного підвищення захворюваності або смертності від лейкемій, на відміну від ліквідаторів наслідків аварії на ЧАЕС, серед яких відмічається значно підвищений рівень захворюваності на лейкемії.

5. Необхідно продовжити епідеміологічні дослідження захворюваності на лейкемії в Житомирській області як серед всього населення, так і в когорті ліквідаторів наслідків аварії на ЧАЕС, з метою вивчення стохастичних ефектів радіаційного опромінення в малих та середніх дозах.

УДК 619.41:632.118.3

ІМУНОЛОГІЧНА КОРЕКЦІЯ В ПІСЛЯОПЕРАЦІЙНОМУ ПЕРІОДІ У ПАЦІЄНТІВ З КРОВОТОЧИВИМИ ДУОДЕНАЛЬНИМИ ВИРАЗКАМИ ПРИ УМОВІ ТРИВАЛОГО ВПЛИВУ МАЛИХ ДОЗ РАДІАЦІЇ НА ОРГАНІЗМ

В.М. Борщівський

Житомирська обласна клінічна лікарня ім. О.Ф.Гербачевського

Проведено дослідження щодо покращення результатів лікування, які значною мірою залежать від корекції виявлених імунологічних змін у пацієнтів з кровоточивими виразками в умовах тривалого впливу малих доз радіації.

Велике значення на перебіг виразкової хвороби, а отже, і на розвиток ускладнень, має екологічний фактор, який став особливо актуальним після аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року. Чорнобильська катастрофа привела до забруднення радіонуклідами території близько 35 млн. га з населенням більше 5 млн. людей. Однією з найбільш чутливих "мішеней" радіаційного впливу є шлунково-кишковий тракт. Тривалий вплив малих доз радіації погіршує перебіг виразкової хвороби. Виразкова хвороба протікає важче, частіше рецидивує, зростає кількість ускладнених форм, зокрема кровотеч виразкового генезу, порівняно з пацієнтами з радіаційно незабруднених районів. Покращення результатів лікування, які значною мірою залежать від корекції виявлених імунологічних змін у пацієнтів з кровоточивими виразками в умовах тривалого впливу малих доз радіації, зумовило пошук нових рішень, спонукало до проведення наступного дослідження.

В роботі використані результати лікування 129 хворих з кровоточивими виразками дванадцятипалої кишки, яких було прооперовано в період з 1998 по 2000 рр. Це склало 32,4% від загальної кількості хворих на кровоточиву дуоденальну виразку, які знаходились в цей час на лікуванні в хірургічних стаціонарах. Чоловіків було 96 (74,4%), жінок — 33 (25,6%). Пацієнти були віком від 22 до 59 років. Середній вік склав 46,1 роки. До груп досліджуваних хворих заздалегідь не включали пацієнтів із хронічними імунозалежними захворюваннями (системні захворювання сполучної тканини, розсіяний склероз, онкопатологія, бронхіальна астма, алергія тощо), що мало значення для виключення впливу зазначених патологій на перебіг хвороби та результати досліджень. Всім хворим до стандартної схеми обстеження було включено вивчення стану загального та місцевого імунітетів. Хворих, в залежності від впливу радіації в анамнезі, було поділено на 2 групи. І групу склали 58 пацієнтів (45%) з радіаційно забруднених районів області, які піддавались тривалому впливу малих доз іонізуючого опромінення, в II групу увійшли 71 хворий (55%), жителі м. Житомира та радіаційно незабруднених районів області. На момент поступлення (до операції) показники досліджень були наступними:

1. Загальний імунітет:

- у хворих, які зазнали тривалого впливу малих доз радіації, на момент поступлення негативні зміни в показниках загального імунітету були більш вираженими, ніж в групі з радіаційно незабруднених територій, що проявилось в пригніченні клітинної ланки імунітету (зменшення кількості Т-лімфоцитів загальних на 13%, Т-супресорів на 14%, порівняно з контролем, з підвищенням хелперно/супресорного коефіцієнта вище 3,0), змінами в глобуліновій фракції з підвищенням сироваткового IgG вище контролю на 36%, збільшенням циркулюючих імунних комплексів в 2,8 раза;
- зміни в загальному імунітеті у хворих з II групи суттєво від контролю не відрізнялись.

2. Місцевий імунітет:

- у пацієнтів з радіаційно забруднених територій спостерігається різке зниження концентрації sIgA (мкг/мл), який був нижчий, порівняно з контролем, майже в 7 разів ($7,87 \pm 0,42$);

- у хворих з II групи обстежених було встановлено, що sIgA (мкг/мл) на момент поступлення був в 4,0 рази нижче, порівняно з контролем ($13,84 \pm 0,36$).

Вирішено було підключити імунорегуючу терапію до стандартних схем ведення післяопераційного періоду хворим із радіаційно забруднених територій та дослідити вплив такої комплексної терапії на перебіг післяопераційного періоду. Для імункорекції застосовували препарати тимусу, які за літературними даними мають, найкращу терапевтичну дію щодо порушень місцевого імунітету, а також сприяють відновленню стану загального імунологічного захисту.

При дослідженні стану загального та місцевого захисту на 3-5 добу післяопераційного періоду було відмічено, що показники загального імунітету достовірно не змінювали своїх значень в обох групах; концентрація sIgA, на відміну від хворих, у яких не проводилась імунорегуюча терапія, майже у всіх пацієнтів досягла половинних значень контролю ($P < 0,05$), найгірші показники були у пацієнтів із поєднанням фактору радіаційного впливу з резекцією шлунку.

На 7-10 добу післяопераційного періоду у всіх пацієнтів з імунорегуючою терапією спостерігалась нормалізація показників загального імунітету ($P < 0,05$). Значення концентрації sIgA нормалізовувались ($P < 0,01$). Встановити достовірну відмінність у різницях концентрацій sIgA в обох групах пацієнтів в залежності від оперативного лікування не вдалось.

Проведений комплекс обстежень пацієнтів із кровоточивими виразками дванадцятипалої кишки дав можливість стверджувати те, що при даній нозології різко зменшується концентрація такого основного фактору місцевого захисту, як sIgA, відбуваються негативні зміни і в загальному імунітеті (особливо це торкається пацієнтів із радіаційно забруднених територій, у яких на процеси імунологічного захисту впливають радіонукліди, інкорпорація яких відбувається шляхом потрапляння з зовнішнього середовища до організму людини через шлунково-кишковий тракт).

Підключення препаратів тимусу (в наших прикладах – тімаліну або Т-активіну) нормалізує показники імунологічного захисту в групі пацієнтів із радіаційно забруднених територій на момент виписки із стаціонару на відміну від пацієнтів, де така терапія не проводилась.

Клінічно, проведення імунорегуючої терапії на фоні частішого використання органозберігаючих технологій та ерадикаційної противиразкової терапії проявилось в зниженні рівня післяопераційних гнійних ускладнень у пацієнтів, які зазнали тривалого впливу малих доз радіації, з 15,1% до 7,1%.

АНАЛІЗ СОЦІАЛЬНО-ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧАЕС

О.М. Нагорнюк,
Г.О. Білявський

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

Аналізуються соціально-екологічні наслідки аварії на ЧАЕС, їх вплив на психологічний стан і здоров'я людей, що потрапили в зону катастрофи. Робляться висновки і подаються рекомендації щодо пом'якшення дії цих наслідків.

Упродовж всієї своєї історії людство піддавалось впливу іонізуючого випромінювання, яке виступало як фактор навколишнього середовища і було зумовлено лише природними джерелами. Сьогодні до них додалось радіоактивне забруднення у зв'язку з розвитком атомної енергетики, внаслідок ядерних вибухів та аварій, а також опромінювання з медичною метою.

Природне іонізуюче опромінення по відношенню до тіла людини може бути розділене на зовнішнє та внутрішнє. Зовнішнє опромінення зумовлюється космічним випромінюванням та зовнішніми джерелами земного походження – радіоактивними елементами (радіонуклідами), які досить широко розповсюджені в гірських породах, ґрунті, природних водах, атмосферному повітрі, у всіх тканинах рослинних та тваринних організмів. Цими природними радіонуклідами є речовини трьох радіоактивних сімейств (урану-радію, торію та актинію), а також калій-40, рубідій-87, лютецій-176 та інші. Склад природних радіонуклідів на Землі лишається постійним. У звичайних регіонах гама-радіація від поверхні Землі створює потужність дози в середньому 32 мрад/рік, а разом з космічним випромінюванням середній рівень зовнішнього опромінення людини від природних джерел становить близько 60 мрад/рік. Деяке збільшення опромінення людей від природних джерел відбувається за рахунок впровадження ряду новітніх технологій виробництва, внаслідок застосування будівельних матеріалів з підвищеною концентрацією природних радіонуклідів (різноманітні граніти, вулканічні породи); від деяких товарів побутового вжитку (радіолюмінісцентні вироби, електронні та електричні прилади тощо).

Внутрішнє іонізуюче опромінення людини відбувається за рахунок тих самих природних радіонуклідів, які знаходяться в її тілі як складові елементи тканин організму і надходять разом з атмосферним повітрям, їжею та водою. Річна доза від цих джерел становить до 50 мрад/рік.

З широким розвитком ядерної енергетики виникло додаткове джерело іонізуючого опромінення. Особливу небезпеку несуть відходи атомної енергетики, які уловлюються і накопичуються у спеціальних сховищах. Проте, певна кількість радіоактивних матеріалів, особливо при аварійних ситуаціях, надходить в навколишнє середовище. Деякі радіонукліди з великими періодами напіврозпаду можуть накопичуватись або розпорозуватись в глобальних масштабах (такі, що швидко розповсюджуються в атмосфері), спричинюючи екологічні катастрофи. Крім того, існує проблема поводження з радіоактивними відходами і відпрацьованим паливом, оскільки Україна не має національних або регіональних сховищ для відпрацьованого ядерного палива, крім одного локального сховища на майданчику Чорнобильської АЕС.

Аварія 26 квітня 1986 р. на Чорнобильській атомній електростанції за масштабами нанесеної шкоди належить до найбільших техногенних аварій в історії людства. Викиди величезного обсягу радіоактивних речовин у довкілля згубно вплинули на екологію значної частини Поліського регіону, уклад життя і здоров'я людей.

Ситуація погіршується й тим, що аварія на ЧАЕС не має аналогів у світовій практиці. В повітря потрапило близько 450 типів радіонуклідів. Своєрідного характеру аварії надало і горіння графіту, значне підвищення температури, незвичний фізико-хімічний склад викиду радіонуклідів. Ці особливості обумовили екологічні наслідки аварії. Рослини неспроможні поглинати утворені оксиди і карбіди деяких рідкісних металів. Вони надзвичайно важко змиваються водою з поверхні рослин і ґрунту. Тому ці частинки постійно мандрують, їх підхоплює вітер і переносить з місця на місце, створюючи невідомі раніше типи забруднень. Усе це створює великі труднощі для аналізу екологічних наслідків катастрофи.

Радіоактивним забрудненням нині охоплені значні сільськогосподарські площі з найрізноманітнішими культурами. Нерівномірність розподілу радіонуклідів та різноманітність їх складу значно утруднює розв'язання проблем ведення сільського господарства на забруднених територіях. У районах поблизу ЧАЕС, де випали основні радіоактивні опади, довкілля настільки забруднене, що проживання в десятках населених пунктів стало неможливим. Сильного радіоактивного забруднення в Україні зазнало 5 млн. га земель, з яких 3,5 млн. га – орних, 1,5 млн.га – лісів. З них в Житомирській області було вилучено із користування 63,61 тис.га земель.

Отже, значна частина Житомирської області (9,8 тис.м²), 9 районів і м. Коростень опинилося у зоні радіаційного забруднення.

В ній знаходиться 703 населених пункти, у т.ч. до зони обов'язкового відселення віднесено 46, зони гарантованого добровільного відселення – 293, посиленого радіологічного контролю – 363 населених пункти. В цілому в області проживає 467,3 тис.чол., які мають статус потерпілих, або кожен третій її житель, в т.ч. 153 тис. дітей, 13,2 тис. громадян, які

брали участь у ліквідації наслідків аварії. Чисельність населення забрудненої зони становить 386,3 тис. чол.; за рік вона скоротилась 4,5 тис.

Найбільшою за чисельністю жителів залишається зона добровільного гарантованого відселення, на неї припадає 53,1% загальної чисельності, на зону безумовного відселення – 1,5%. На радіоактивно забрудненій території продовжують проживати 82,6% всіх постраждалих, 40,1% ліквідаторів і третина постраждалих дітей.

Протягом 1998 року із зон радіоактивного забруднення області виїхало 335 сімей та 237 одиниць, всього 1205 чоловік.

Переселення жителів з північних районів потребує значних капітальних вкладень. В 1998 році на виконання чорнобильських програм виділено 35,8 млн.грн., використано 25,6 млн.грн., або 71,4% від запланованого на рік.

Згідно з програмами, спрямованими на пом'якшення впливу аварії на ЧАЕС, введено в експлуатацію 13,6 тис.м² загальної площі житла, загальноосвітніх закладів на 1042 учнівських місця, газифікаційних мереж 64,6 км, водопровідних – 14,8 км, що становить 61,6% плану на рік.

Внаслідок катастрофи в зону із забрудненням понад 1 Ки/км² (по Cs - 137) потрапило 347 тис.га сільгоспугідь, а також 459 тис.га лісів. Тут розміщено п'яту частину обласних площ зернових культур, по 40% льону і картоплі, утримується третина поголів'я ВРХ, виробляється така ж кількість обласних обсягів молока і м'яса.

Все це зумовило внесення суттєвих змін у методологію ведення сільськогосподарського виробництва в умовах радіоактивного забруднення. У хмелярстві і рослинництві взято курс на агроеліоративні заходи: перезалуження луків і пасовищ з внесенням підвищених доз мінеральних добрив і вапнуванням. Вживаються заходи щодо впровадження нових сортів рослин і оптимізації посівних площ.

Для забезпечення одержання більш чистої сільгосппродукції на всіх етапах її виробництва і переробки діє система радіологічного контролю за станом сільгоспугідь, продукцією рослинництва і тваринництва, переробної промисловості, яка здійснюється спеціальними підрозділами обласної станції хімізації, ветеринарних лабораторій, переробних підприємств, радіоекологами господарств зони гарантованого добровільного відселення, в яких працює 160 спеціалістів. Щорічно вони обстежують понад 500 тис. зразків продукції.

В цілому по Україні потерпілих від Чорнобильської катастрофи налічується понад 3,2 млн. чоловік, більшість з яких проживає на радіоактивно забруднених територіях. Серед них – близько 1 мільйона дітей. По області статус потерпілих має 455,4 тис. чоловік, або кожен третій її житель. В тому числі – майже 150 тис. дітей; 13,2 тис. - громадяни, які брали участь у ліквідації наслідків аварії.

Вікова структура населення зони радіоактивного забруднення два роки поспіль майже не змінювалась, проте в зоні безумовного відселення частка осіб молодше працездатного віку зросла на 1,2 відсоткового пункту у 1998 і на 0,7 - за 1999 рік.

Медичні проблеми після аварії на Чорнобильській АЕС не мають аналогів і відрізняються від інших знаних у світі випадків масового опромінення людей. На сьогодні, на жаль, достеменно невідомі дійсні втрати, завдані здоров'ю населення, яке зазнало радіоактивного впливу. Вплив на людей іонізуючого опромінення разом з іншими факторами навколишнього середовища є "новим" для популяції радіаційно забруднених територій, що зумовлює непередбачені віддалені наслідки. Тим більше, що це поєднання діє тривалий час і носить досить виражену масштабність впливу.

Відомо, що прояв стохастичних (випадкових, непередбачуваних) ефектів у вигляді загальнотоксичних, алергічних, мутагенних, в тому числі і онкологічних, ембріотоксичних та інших неспецифічних проявів залежить від тривалості впливу факторів малої інтенсивності і масовості популяції. Найбільш чутливими до дії факторів навколишнього середовища є групи зі зниженими адаптаційними можливостями, до яких, в першу чергу, належить дитяче населення, оскільки для нього характерним є постійний розвиток ендокринних імунокомпетентних та інших структур. Падає опір їх організму до різних інфекційних хвороб, неухильно зростає питома вага дітей з поганим фізичним розвитком, прогресує захворюваність, обумовлена генетичним порушенням.

В постраждалих від радіоактивного забруднення районах спостерігається висока дитяча смертність. Наприклад, її показник по Народицькому району в 1,5 – 2 рази вищий за

середньообласний. Всього в області нараховується 149,1 тис. дітей віком до 18 років, постраждалих від аварії на ЧАЕС, 35,7 тис. з яких - діти до 7 років.

Іонізуюче опромінення викликає значні ураження імунної системи в зв'язку з високою чутливістю її до радіації. Одним з перших виникає ураження щитовидної залози, яке займає одне з провідних місць у формуванні порушень гіпоталамо-гіпофізарної системи та інших периферійних ендокринних залоз. Так, у доаварійний період і в перші роки після аварії виявлялися поодинокі випадки раку щитовидної залози у дорослих (у дітей не виявлялись), а в наступні роки зафіксовано тенденцію росту цієї патології, яка досягла піку у 1995 році. Кількість випадків раку молочної залози зростала до 1996 року. Рівень захворюваності на аутоімунний тиреоїдит зріс в 3-4 рази, на гіпотиреоз - у 2,5 рази.

Результати аналізу статистичних даних за період 1987-1999 рр., які характеризують стан здоров'я населення, свідчать про поступове його погіршення. Спостерігається тенденція до щорічного зростання кількості захворювань як в цілому, так і за окремими класами хвороб. Кількість виявлених хворих серед всього потерпілого населення з року в рік збільшується: у 1999 р., порівняно до 1987 р. вона збільшилась на 43 %, а у порівнянні з 1998 р. - на 3,6 %. У 1999 р. в структурі захворюваності потерпілого дорослого населення переважають захворювання серцево-судинної системи - 20%, органів травлення - 18%, органів дихання - 14% (рис.2.4.3). Для надання медичної допомоги населенню, яке постраждало від наслідків аварії на ЧАЕС, в області створена і функціонує мережа медичних закладів.

З віддаленням строків після аварії найбільшого значення набуває харчовий шлях надходження радіонуклідів в організм людини, оскільки довгоживучі ізотопи, які накопичуються у корененаселеному шарі ґрунту, тканинах рослин і тварин з продуктами харчування, водою та пилом надходять до організму людини. Найбільш забрудненими радіонуклідами є такі продукти харчування: молоко, ягоди, гриби, м'ясо, вживання яких призводить до накопичення в організмі людини радіоактивних елементів.

Радіонукліди, яких нараховується більш як 300 в організмі людини, розподіляються по-різному: найбільш рівномірно накопичується у тканинах цезій та рубідій: тропізм до кісток має стронцій, калій, цирконій та барій; у клітинах крові - телур та залізо, у щитовидній залозі - йод та інші нукліди. З цього витікає гостра потреба забезпечення жителів забруднених районів екологічно чистими продуктами харчування, обсяги яких зменшується з року в рік. Наприклад, надходження м'яса та м'ясопродуктів, порівняно до 1997 р., у 1998 р. склало 75,9%, у 1999 р. - 90,4 %; риби - 99,0 та 80,5 % відповідно; овочів свіжих - 83,6 та 70,2 %; картоплі - 67,2 та 90,0 %. Деяка стабільність спостерігається із забезпеченням цієї категорії населення молоком та молочними продуктами.

З 1990 р. діє Державна програма пом'якшення наслідків аварії на ЧАЕС. Проте частка інвестицій, направлених на ліквідацію наслідків аварії на ЧАЕС, зменшилась у 1999 р. до 12,8 проти 33,3 % у 1992 р., проти минулого року їх обсяги скоротилися на 21,8 %. Загалом у 1999 р. освоєно 24,9 млн. грн., що становить 84,1 % передбачених на рік. Переважна більшість коштів використовується на будівництво об'єктів соціально-культурної сфери та житла. За дев'ять років в області, згідно чорнобильських програм, побудовано близько 352 тис. кв. м житла, пік будівництва припадає на 1993 р. (введено 99,6 тис. кв. м), протягом останніх двох років будівництво значно скоротилось у 1999 р. побудовано лише 10,2 тис. кв. м.

Великою несподіванкою Чорнобиля виявився соціально-психологічний удар по населенню. За даними опитування, катастрофа сприймається постраждалими як особиста трагедія - крах картини світу, способу життя, життєвих планів, укорінення установки "постраждалих раз і назавжди". У них дуже низький рівень активності, ініціативності, підприємливості, контактності, готовності до змін. Вони все глибше занурюються в стан соціальної інфантильності. Формується "спільнота приречених", які мають надію в основному на Бога. 90% постраждалих замкнуті на власному здоров'ї.

Стан, в якому опинилося населення, що зазнало радіаційного впливу, потребує серйозного, ефективного захисту з боку держави. Це й обумовило прийняття Закону України "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи". Розроблена соціальна програма "Діти Чорнобиля", яка є пріоритетною у загальному обсязі робіт з ліквідації медичних наслідків аварії на Чорнобильській АЕС і націлена на безпечне проживання підростаючого покоління на забруднених радіонуклідами територіях.

УДК 378.574:1.504

ЗАГАЛЬНОЛЮДСЬКІ І НАЦІОНАЛЬНІ ДУХОВНІ ЦІННОСТІ – СЕРЦЕВИНА ОСВІТИ І ВИХОВАННЯ

Н.Й. Романюк

Державна агроекологічна академія України м. Житомир

В статті висвітлено значення загальнолюдських і національних духовних цінностей та шляхи і засоби їх формування в сучасних умовах, в процесі утвердження національної системи світи і виховання.

В складних умовах етнічного розчленування і багатовікового поневолення наш народ торував свій шлях формування української нації і держави.

Протягом століть вироблялися погляди, звичаї, традиції, у яких закріплювалась багата духовність українства. Слід підкреслити, що духовність наших предків творилась в основному в результаті трудової діяльності, на засадах громадських взаємин між людьми.

Гуманізм, демократизм та терплячість є найбільш характерними рисами української духовності. Ці риси притаманні духовній культурі будь-якого народу, а в українстві вони є головними рисами зі специфічними способами проявів.

Українська нація, як і всі нації світової спільноти, має свою самобутню історію, глибоко гуманістичну ідеологію, власну філософію буття, оригінальну національну систему виховання. Ідеями національного єднання, товариської взаємодопомоги і милосердя, звеличення людини просякнуті усі сфери природно-історичного життя українців: державно-політична діяльність, право, мораль, економіка, культура, мистецтво, національні традиції і звичаї, виховання підростаючих поколінь. Перевірені багатовіковим досвідом надбання народної мудрості становлять ідейно-моральну основу виховання, яке має національні та загальнолюдські аспекти.

Матеріальні та духовні надбання українського народу становлять національні цінності, які є серцевиною освіти і виховання. До них належать: національна психологія; національний характер і темперамент; народна мораль; етика; національний спосіб мислення; народна естетика; народна правосвідомість; національна філософія (етнософія); національний світогляд; національна ідеологія; національна свідомість і самосвідомість.

Духовні цінності рідного народу є водночас і загальнолюдськими цінностями. Національне і загальнолюдське – це не альтернативні, а взаємопроникаючі аспекти виховання як суспільного явища, в якому діалектично взаємопов'язані біологічні (анатомічні, фізіологічні, генетичні), психологічні та соціальні фактори. Загальнолюдське – це не наднаціональне і не позанаціональне. Загальнолюдський зміст завжди має конкретне національне втілення, відображення в системах виховання різних народів. Коли духовні цінності рідного народу забуваються, штучно звужуються з різних політичних, ідеологічних причин, національна система виховання занепадає. При цьому в молоді, як правило, не формуються або дуже слабо формуються національні і загальнолюдські цінності, послаблюється відчуття своїх рідних, родоvodu, рідного краю, батьківської землі, рідного народу; а відтак і відчуття та розуміння інших людей, зокрема представників різних національностей, що призводить до міжнаціональних конфліктів, а то й до ворожнечі. Порятунком в таких обставинах є організація широкої національно-просвітницької діяльності, повноцінного науково обґрунтованого національного виховання, яке формує глибоко людське в людині, тобто одночасно реалізує загальнолюдське виховання.

Цілеспрямовано і систематично формуючи в молоді національні духовні якості, система виховання кожного народу стверджує свій ідеал людини-громадянина.

Українська система виховання має свій історично обумовлений ідеал людини-українця. У багатьох історично-культурних пам'ятках, фольклорі, художніх творах класиків, у практичній діяльності наш народ виплекав і опоетизував ідеал людини-трударя, господаря, власника землі, яка належала дідам і прадідам. Коли чужоземні загарбники разом із соціальними поневолювачами позбавили українського селянина-хлібороба права працювати на

власній землі, пригнічували його, народ оспівував ідеал людини-козака, гайдамаки, бунтаря, повстанця, стрільця.

Найцінніше місце в національній системі виховання належить узагальненому ідеалу українця-людини правдолюбної і доброзичливої, лагідної і щирої, дотепної і жартівливої, талановитої і працювитої, витривалої і терплячої.

У роки відродження в народній свідомості виробляється ідеал людини – громадянина суверенної України, який традиційно втілює в собі доброзичливість і гостинність, працювистість і талановитість, доброту і милосердя, пісенність і музичність, душевне багатство, стійкість і незламність духу.

У процесі утвердження національної системи освіти і виховання національні та загальнолюдські цінності, на думку автора, можна формувати, використовуючи такі основні засоби:

- рідна мова;
- родовід;
- історія України;
- краєзнавство;
- природа рідного краю;
- національна міфологія;
- фольклор;
- національне мистецтво;
- народний календар;
- національна символіка;
- народні прикмети, вірування;
- релігійні виховні традиції;
- родинно-побутова культура;
- національні традиції, звичаї і обряди;
- національна творчість.

Рідна мова. Українська мова має багатовікову історію свого розвитку, тому скарбниця її виражальних засобів, пізнавально-навчальних прийомів практично невичерпана. За ступенем поширення на планеті українська мова перебуває у другому десятку мов світу. Вона надзвичайно багата лексично, граматично й інтонаційно, тому за своїми можливостями здатна виконувати велику культуротворчу, духовнотворчу, народотворчу історичну роль.

Всі засоби рідної мови створюють найсприятливіші умови для нормального розвитку українських дітей. Засвоюючи рідну мову з раннього віку, діти поступово стають носіями національного змісту, духу. Засобами рідної мови в них найефективніше формуються національна психологія, характер, світогляд, свідомість і самосвідомість та інші компоненти духовності народу.

Українська система виховання реалізує здавна прийняту цивілізованими націями аксіому: нормальне навчання, виховання і розвиток підростаючих поколінь забезпечується лише рідною мовою.

Родовід. Засобами рідної мови діти найбільше усвідомлюють ідейно-моральні цінності родоvodu, його основоположну роль у житті людини, нації, її культури і духовності. Народження, родина, рід, родинознавство, народ – ці однокореневі поняття супроводжують людину протягом усього життя, розкривають її ідейну, моральну, духовну сутність, природну, логічну послідовність основних станів формування людини. Від роду до народу, нації – такий природний шлях розвитку кожної дитини, формування гуманістичної суті, патріотичної спрямованості, національної самосвідомості і повноцінності, громадянської зрілості.

Історична пам'ять, мислення, духовність особистості починаються з пам'яті роду.

Рідна історія. З історії родоvodu починається історія рідного народу. Українська система виховання ґрунтується на фактах, відомостях, наукових знаннях історії Батьківщини – України. Її історія розкриває найцінніше духовне багатство – знання про виникнення, становлення і розвиток свого народу, нації, Вітчизни.

Великий виховний потенціал містить у собі історія української козаччини, гетьманщини. Глибокі знання кожного юнака чи дівчини про славу плеяду гетьманів, кошових отаманів Запорозької Січі, які були незалежними провідниками свободи і незалежності України, піднесення визвольного духу народу, а також факти зневіри в

спокоєвних національно – патріотичних ідеалах, а то й прямої зради торкаються потаємних струн серця, викликають найглибші почуття і розуміння славного шляху свого народу в історії.

У зв'язку з тим, що історія України значною мірою фальсифікувалася і замовчувалася, чимало молоді нині не знає навіть основних етапів, доленосних подій історії рідного народу, його віковичної боротьби за незалежність України.

У системі національного виховання і освіти знання історії рідного народу є базовим для осягнення історії всього світу.

Краєзнавство. Знання про Україну-Батьківщину починається із краєзнавства – історичного, етнографічного, географічного, фольклорного, літературного. Не можна допустити, щоб історичні події забувалися, пам'ятні місця занедбувалися, національні герої зневажалися. Ще чимало молоді живе в рідній місцевості і не знає тих важливих історичних подій, які тут відбувалися і мали загальнонаціональне значення.

Комплексна, всебічна краєзнавча робота дає змогу вивчити і цілісно сприймати національний колорит рідного краю: оригінальний спосіб життя українців, їхній стиль поведінки, самотній спосіб мислення, їхню філософічність, творчий мистецький почерк, національну психологію, світоглядні засоби тощо.

Краєзнавча робота спрямовується на збереження неповторних національних ландшафтів, їх первозданності, біосфери рідного краю, охорону скіфських курганів, пам'яток Київської Русі, козацьких могил та ін. І тому краєзнавству належить провідна роль у формуванні “кореневої системи” духовності дитини.

Природа рідного краю. Однією з причин порушення єдності людини з природою було те, що нехтувалися численні засоби національної системи виховання, спрямовані на формування в молоді екологічного світобачення. Народна виховна мудрість із колиски плекала в кожній дитині відчуття гармонії природи і людини.

Географічні, біологічні та інші фактори природи обумовили національну специфіку українців, у тому числі й національний спосіб мислення.

Українська система виховання пройнята ідеями вірності природі батьківського краю. Усім багатством культурно-історичного досвіду вона реалізує заповіт батьків і дідів – ставитися до природи як до живого всеохоплюючого організму, що живе за власними законами, яких ніколи не можна порушувати. Виховна мудрість народу стверджує, що любов до всього живого на землі починається з раннього дитинства: чуйного ставлення до кожної биліни і комахки, тонкого сприймання великої таємниці розвитку флори і фауни. Народ має величезний досвід виховання дітей у душі любові до природи, збереження і примноження її багатств.

Національна міфологія. Українські легенди, притчі, міфи є найпоширенішими жанрами народної міфології, що втілює в собі могутній пізнавальний і виховний потенціал. Давньоукраїнські міфи розповідають про Бога Світовида (Сварога) і його сина Дайбога (Дажбога), або Бога Сонця, про богів і богинь Ладу, Леля, Купала, Коляду, Перуна та інших, про походження Всесвіту, Землі, про добро і зло тощо. Стародавня українська міфологія багата і розмаїта, вона споріднювала Людину і Природу, Землю і Космос.

У міфології – витoki українського національного характеру, способу мислення, світогляду, філософського осмислення дійсності.

Неоціненні в пізнавальному і виховному відношенні українські міфи містять важливі і цікаві відомості про походження наших предків, назв “Україна” і “українці” та ін.

Звернення до міфологічних джерел стимулює розвиток сучасної думки, надає життєвої сили, допомагає зберігати і зміцнювати “золоту нитку історії”, розвивати національну самотність.

Фольклор. У ньому відображено багатогранну і глибоку душу народу, його духовне багатство. У фольклорі – першовитoki оригінального світосприймання, самотнього тлумачення явищ природи і людського життя. У думах, піснях, приспівках і приказках, скоромовках, лічилках та інших фольклорних перлинах у високопоетичній і глибоко ліричній формі відображено весь культурно-історичний, мистецький шлях українського народу. У фольклорі вся минувшина і доля України: періоди високих піднесень і трагічних падінь, національно-визвольних і соціальних збурень, відчайдушної гайдамаччини і звитязної козаччини, сторінки масового героїзму, епохи творчої праці, оманливих надій та ілюзій, зневіри і зради тощо.

Український народ – один з найпісненніших у світі. Поринаячи в естетично принаadne народнописенне багатство, кожна людина усвідомлює, що пісня – незмінний супутник українця. Вона супроводжує весь його життєвий шлях – від народження до домовини.

Фольклорне виховання пробуджує любов до життя, енергію національного творця, теплоту серця і ніжність душі. Фольклорні засоби сприяють формуванню всеосязності і глибини української душі, її ліризму і романтичної піднесеності. Фольклорне виховання є найважливішою частиною етнопедагогіки, серцевиною національної системи виховання.

Національне мистецтво. Система національного виховання використовує практично невичерпні можливості народного і професійного мистецтва у формуванні людини – гуманіста. Історична енергія народу, стійкість, багатство і краса його національного духу трансформувалися і акумулювалися в різноманітних видах і жанрах мистецтва – пісенному, музичному, танцювальному, декоративно-прикладному тощо.

Національне мистецтво як найяскравіше втілення творчого потенціалу народу завжди було масовим заняттям, і в цьому секрет виникнення багатьох мистецьких осередків, шкіл, появи народних майстрів, оригінальних мистецьких почерків, стилів, напрямів. У процесі виховання дитина поступово вводилась в світ прекрасного: спочатку вона бачила різьблення чи намальоване “сонечко” на колисці, яскраву саморобну забавку, вловлювала гармонійні звуки різноманітних брязкалец, дзвіночків, сприймала задушевні колискові пісні, пізніше сама дитина виготовляла іграшки з соломи, лози, розмальовувала писанки та ін. Далі – особиста участь у хороводах, танках, хоровому співі, вишиванні, тканні, грі на музичних інструментах, прикрашенні інтер’єру житла, побуту.

Народний досвід естетичного виховання полягає в тому, що діти навчаються мистецьких умінь, смаків у практичній діяльності, шляхом продовження творчих традицій батьків, дідів і прадідів. Оволодіваючи мистецтвом (кобзарством, рушникарством, килимарством, різьбярством та ін.), народними ремеслами, діти засвоюють духовність, ідейність, моральність, естетику рідного народу. Заслуговує повсюдної реалізації одна із закономірностей виховання: як окрема творча особистість, так і масова творчість молоді найуспішніше формуються на основі практичного оволодіння різноманітними видами, жанрами народного та професійного мистецтва.

Мистецтво як могутній засіб виховання цінне тим, що в ньому в концентрованому вигляді, естетичній формі матеріалізується непомітний для ока і часто незбагненний для розуму національний дух – вищий вияв творчого генія народу.

Народний календар. Народний календар – енциклопедія життя, трудової діяльності, культури, побуту і дозвілля народу. Кожна дата, свято, урочистість народного календаря рясніють традиціями і звичаями, що пов’язані з природою рідного краю, а також з природою самої людини. Всі його складові мудро спрямовані на виховання в молоді добропорядності, добродійності, милосердя та багатьох інших чеснот. Традиції, звичаї і обряди народного календаря протягом віків перероблялися, набували нового змісту та соціального призначення, багато елементів колишньої обрядово-звичаєвої сфери культури продовжували розвиватися та обростати новими деталями, окремі ж з них майже в незмінному вигляді дійшли до ХХІ століття.

Народний календар лежить в основі національної системи виховання і відображає в своїх датах і урочистостях духовність рідного народу, основні події, явища багатогранного сучасного життя.

Національна символіка. Наш народ виробив багатющу символіку, яка виникла та установлювалася протягом століть і стосується істотних сторін, доленосних подій у житті української нації, держави, духовності. Символіка містить у собі важливий філософський, політичний, ідейно-моральний та естетичний зміст і спрямованість.

Українська національна символіка виконує історично важливі функції консолідації нації в єдину етнографічну, культурно-історичну спільноту, об’єднання споконвічних українських земель в єдину суверенну державу.

Національні символи України – герб, прапор, гімн “Ще не вмерла Україна”, в історичній пам’яті народу символізують державну, політичну, економічну і національну незалежність України.

Завдяки етнічним символам у свідомості кожного українця виникають дорогі серцю образи дитинства, рідного краю, родинного вогнища.

Народні прикмети вірування. В них відображено зміст і особливості народного світосприйняття, знання, які виконують у житті орієнтуючу, регулюючу і прогнозуючу функції. У прикметах та віруваннях сконцентровано результати багаторічних спостережень дій і прадій за явищами природи, порами року.

Народні прикмети та вірування одухотворяють природу, навчають берегти та пізнавати її особливості, закони розвитку. Народні вірування, ворожіння є важливими сферами духовності народу. Вони мають не лише історично-культурне, а й пізнавально-виховне значення.

Народні прикмети і вірування народилися завдяки вмілому аналізу нашими пращурами природних явищ, розумному поєднанню потреб людини з безмежним природним потенціалом нашої країни. Їм вдалося зрозуміти отой хиткий ланцюг взаємозв'язку природи з людиною.

Народні прикмети та вірування одухотворяють природу, дають змогу майбутнім поколінням пізнати таємницю її розвитку, зблизитись з оточуючим світом.

Релігійні виховні традиції. В процесі зародження та становлення української національної системи виховання і в наш час релігійні виховні традиції мали і мають значний вплив на молодь.

Християнство, віра наших предків утверджує загальнолюдські ідеї та ідеали добра, правди, краси, справедливості, благородства, милосердя. Під впливом релігії формуються гуманні погляди на людину, природу, суспільство. Протягом століть релігія, церква виробили дійові виховні традиції і звичаї.

У народній свідомості мирно співіснують і релігійні, і нерелігійні погляди, виховні традиції. Національна система виховання використовує кращі здобутки церкви, релігії у вихованні підрастаючих поколінь.

Родинно – побутова культура. Одне з найважливіших і невідкладних завдань – відродження багаточисленних традицій української родинно-побутової культури. Її основу складають глибока і всеперемагаюча любов, материнська і батьківська, до дітей, шанобливе ставлення до бабусі і дідуся, інших родичів, прив'язаність до отчого дому, специфічне, у відповідності з традиційним розумінням українцями краси і затишку оформлення хати, садиби, дбайливіше ставлення до природи, людей.

Родинно – побутова культура – це збереження рідної мови, продовження заповітів батьків і дідів, вивчення свого родоводу, історії народу, розвиток рідного мистецтва, життя за нормами народної моралі, етикету. Національна система виховання розкриває підрастаючим поколінням витоки родинно-побутової культури, зміцнює сім'ю.

Національні традиції, звичаї і обряди. В основі понять “народ”, “нація” лежать стійкі віковічні традиції – трудові, моральні, естетичні.

Традиції, звичаї й обряди об'єднують минуле і майбутнє народу, старші і молодші покоління, інтегрують етнічну спільність людей у високорозвинену сучасну націю. Традиції і звичаї – це своєрідні віковічні духовні принципи розвитку народу, нації, які втілюють у собі кращі досягнення в ідейному, моральному, трудовому й естетичному житті. Ми вбираємо в себе їхній філософський, ідейно-моральний, психологічний і естетичний зміст, поступово стаючи невід'ємною частиною рідного народу, нації.

Національна творчість. Зміст, принципи, форми і методи української національної системи виховання готують юнаків і дівчат до народної творчості, виробляють у них творче ставлення до життя. Оволодіння кожним вихованцем національним світоглядом, характером, свідомістю, способом мислення забезпечує те, що він починає творити саме по-українськи, в традиційному національному дусі. Національна система виховання створює всі умови для того, щоб розкривалися природні задатки, формувалися нахили, здібності, вироблялося творче, самобутнє світобачення кожної особистості, реалізовувався її творчий потенціал. Глибоке знання учнями творчих умінь рідного народу, його творчої спадщини стимулює пробудження в них творчих задумів, поривань і практичну їх реалізацію. Кожен вихованець залежно від природних задатків, ступеня їх розвитку стає співучасником, творцем культури, історії рідного народу, його державності. Національна творчість – це конкретний вияв загальнолюдської творчості.

Національна система виховання широко використовує традиції і звичаї з метою формування в молоді етнічної самобутності, творчого ставлення до дійсності. Якщо

несприятливі політичні, ідеологічні та адміністративні фактори гальмують реалізацію і розвиток традицій, звичаїв і обрядів народної творчості, то цим самим гальмується і руйнується національна система виховання. При цьому ланки, заклади національної системи виховання можуть формально залишатися, але національний зміст їх вихолощується, як це і було в роки культу особи і застою. Високе покликання батьків, педагогів, громадськості - так впливати на молодь, щоб вона оберігала ідейно-моральний, емоційно-естетичний потенціал традицій, звичаїв і обрядів, народної творчості.

Вихована в творчому національному дусі, молодь покликана розвивати традиції і звичаї минулих поколінь у нових конкретно-історичних обставинах, поглиблюючи самотутній колорит суверенної України.

Національна система виховання є складовою і невід'ємною частиною життєздатності, життєтворчості рідного народу. Якщо національна система виховання переобтяжена абстрактними ідеями, знаннями і вони не набувають конкретної національної реальності та форми, такий зміст освіти втрачає свою виховну функцію і, як правило, не перетворюється в погляди, переконання, якості характеру особистості, а, отже, якості підростаючих поколінь, усього народу. Така система виховання втрачає національний зміст і характер, позбавляється життєздатності, тобто можливості розвиватися і самовдосконалюватися.

Тому система компонентів народної духовності, шляхи і засоби їх формування мають визначати сутність і зміст національної системи виховання. Національне виховання реалізує глибоке і всебічне пізнання рідного народу, його історії, культури, духовності і на цій основі – пізнання кожним самого себе як індивідуальності і як частки своєї нації, а через неї і всього людства, організацію самонавчання і самовиховання, найефективніших шляхів розвитку і самовдосконалення особистості на фундаменті духовних цінностей рідного народу, які водночас є загальнолюдськими.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО МИНИМИЗАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В СЕВЕРНЫХ РАЙОНАХ ЖИТОМИРСКОЙ ОБЛАСТИ

Г.П. Лихтанский

Україна, 2-ая Облпсихбольница (Житомирская область, Овручский район, с. Прилуки)

В результате аварии на Чернобыльской АЭС повышение уровня радиационного загрязнения разной плотности на территории северных районов Житомирской области: Народицкого полностью, Овручского, Лугинского, Коростенского - на значительных площадях, Олевского, Малинского - на отдельных участках.

Здесь размещено 108 хозяйств, 465 населенных пунктов, где проживает 93 тыс. человек, в том числе до 20 тыс. детей.

Уровни радиоактивного загрязнения характеризуются пятнистостью даже в пределах одного хозяйства, населенного пункта, севооборота. Общая его площадь 466 тыс. га, из них 304 га - сельскохозяйственные угодья, остальное лес.

Плотность загрязнения территории характеризуется такими данными: от 5 до 15 кюри на кв.км -99,1 тыс. га с населением 46 тыс. человек, от 15 до 40 кюри на кв.км 17,7 тыс. га с населением 12 тыс. человек, больше 40 кюри - 5,2 га с населением 6,5 тыс. человек.

Уровни гамма-фона в северных районах области колеблются в пределах 0,018-1,2 милирентгена в час. Самые высокие показатели фона - в Народицком, Овручском и Лугинских районах. В отдельных местах загрязнение почвы цезием - 137 достигает 200 кюри на кв. км.

Загрязненность продуктов сельского хозяйства наблюдается на участках больше одного юри на кв. км, а при 5 юри имеет стойкий характер и в разных районах колеблется в пределах от $0,2 \cdot 10^{-8}$ до $8,7 \cdot 10^{-8}$ юри на литр.

Таблица 1

Результаты дозиметрического контроля качества продуктов по накоплению цезия-137

№№ пп	Район	% повышенного ВДУ			
		молоко	мясо	овощи	зелень
1	Народичский	40,0	9,0	3,0	4,2
2	Овручский	43,0	3,3	1,6	5,6
3	Лугинский	48,0	1,6	0,3	1,2
4	Олевский	50,6	0	1,1	10,3
5	Коростенский	37,6	10,0	0	0
6	Малинский	10,0	0	0	0

Анализ состояния здоровья населения северных районов по итогам весеннего этапа диспансеризации населения характеризуется такими показателями:

среди взрослого населения наибольшее количество заболеваний органов дыхания - 30%, далее болезни органов кровообращения - 17%, эндокринной и нервной системы - 8%, желудочно-кишечные заболевания - 6%. Заболеваемость в 1989 году по сравнению с 1985 годом имеет тенденцию к увеличению

Заболеваемость злокачественными новообразованиями за 7 месяцев этого года в Народичском районе по сравнению с данными предыдущего года увеличилась на 20%, в Овручском - на 12%, Лугинском на 7%. В нынешнем году в северных районах области уменьшилось количество родов. На этом фоне имеет место увеличения количества патологических родов.

Среди детей, проживают в северных районах области и эвакуированных из этих районов, увеличилось количество заболеваний органов дыхания и желудочно-кишечные.

За 7 месяцев этого года в Народичском районе умерло 4 детей до года, в Лугинском - 6 детей, в Овручском, Лугинском и Малинском районах уровень смертности детей до года ниже областных показателей.

За 7 месяцев этого года накопление цезия-137 отмечено у 20 тыс. У 86% обследованных накопление цезия-137 - до 0,5 микроюри, у 8,5% - до 1 микроюри, у 4 % - до 2 микроюри, у 2% - до 5-10 микроюри.

Принятые мероприятия по ликвидации последствий аварии явно недостаточны, ибо не выполняют главной задачи - нормализации морально-психологической обстановки, снятия стресса. Ситуация обостряется, трудно контролируется. Этому способствуют противоречивые, дискуссионные, а иногда и необъективные публикации средств массовой информации и специальных издательств. Речь идет не о гласности, а о столкновении идей, мыслей, суждений в которых и специалисту трудно разобраться. Отсутствует единая концепция относительно последствия аварии.

С другой стороны дестабилизирует обстановку статистический рост заболеваемости детей и взрослых, в первую очередь онкологических, анемии, гиперплазии щитовидной железы, заболеваний органов зрения и др.

Практически не выполняемы в полном объеме рекомендации науки по обеспечению северных районов области чистыми продуктами. Непродуманные решения, полумеры не могут повлиять на обстановку, в первую очередь морально-психологическую. Не нужно сегодня считать, что все проблемы, трудности - последствия радиофобии, что их можно решить малыми силами. Это не частный случай, не региональная проблема северных районов Житомирской области или Украины. Это глобальное явление, и к нему должен быть такой же подход. Я думаю, необходимо иметь комплексную программу, отработанную на всех уровнях, ликвидации последствий аварии, исходя из интересов людей.

Нужно пересмотреть существующие нормативы, критерии, исходить из безопасности проживания людей. Известные рекомендации Госагропрому УССР, что на местах с уровнем загрязненности 15 юри можно вести без ограничений сельское хозяйство, не дают практических результатов. Доза накопления 35 Бер за 70 лет жизни угнетает психологически

людей. Ведь в одном и том же населенном пункте, учитывая мозаичность загрязнения, можно получить значительно высшие уровни.

Особенно важно решить одну из животрепещущих проблем - дать возможность желающим выехать из зоны загрязнения с компенсацией и выделением жилья, это требование людей. Однако из главных последствий аварии на ЧАЕС - страх. Нужно избавить от него людей.

Существует еще ряд принципиальных вопросов относительно развития материальной базы охраны здоровья, обеспечения чистым питанием, дозиметрическими приборами и средствами индивидуального контроля.

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ГУМАНІТАРНОЇ ОСВІТИ

О. А. Заглада,
О. С. Піціль.

Державна агроекологічна академія України, м. Житомир

У статті розглядається методологічний, теоретичний та прагматичний рівні екологізації гуманітарної освіти.

Історія розвитку цивілізації засвідчує, що вплив людини /суспільства/ на довкілля від епохи до епохи зростає. Якщо раніше навантаження на природне середовище було незначним, то сьогодні внаслідок високого рівня розвитку техніки і технологій цей вплив багатократно зріс. Природа все більше втрачає здатність самовідтворення, деградує, вона “жорстоко мстить людству” /Ф. Енгельс/ за нерозумне, хижацьке, “завойовницьке” ставлення до неї.

Розірвано споконвічне єднання людини з природою. Егоїзм, інтерес та бажання вигоди стали пріоритетними у відносинах з природою. Забуто, що людина – невід’ємна частина природи. Вона сама є природа, і їй постійно слід вчитися у природи, оскільки остання є набагато мудрішою, якщо можна так сказати, досвідченішою. Той, хто розуміє природу, ніколи не зможе їй шкодити, оскільки ця особистість є взірцем глибокої моральності, духовності та чистоти помыслів.

Вважаємо, що характер взаємодії Людини з навколишнім середовищем та соціальною сферою детермінується тим типом культури, котрий культивує даний індивід або який панує у суспільстві. Сьогодні все більше і більше спеціалістів переконується в тому, що причини екологічної кризи слід шукати не тільки у малоефективній природоохоронній діяльності, застарілих енергомістських технологіях, недосконалому законодавстві, а й в тому, що основна маса людей – від пересічного громадянина до високопоставлених державних чиновників і урядовців – мають дуже низький рівень загальної, в т. ч. і екологічної культури. Без кардинальних змін у культурі природокористування годі надіятись на поліпшення стану природного середовища, позитивні зміни в екології.

Інтенсифікація сільськогосподарського виробництва та техніко-технологічний вплив промислових підприємств на довкілля у загальнопланетарному масштабі засвідчує, що співвідношення об’єктивних природних /геологічні, ландшафтні, кліматичні, біологічні та ін./ умов та суб’єктивних (гуманітарних) факторів, що включають не тільки умови життя і побуту, а й інтелектуальний фон, моральне, естетичне, наукове і екологічне удосконалення особистості, повинно бути діалектичним, гармонійним, а не конфронтаційним; врівноваженим, а не розбалансованим; гуманістичним, а не егоїстичним; перспективним, а не таким, що виходить лише із потреб сьогодення.

Виходячи із наявних реалій, вважаємо, що основу екологічної культури складають екологічні знання. Необхідність (потреба людства) в цих знаннях постійно зростає. Студенти при вивченні гуманітарних, соціально – економічних, політичних та спеціальних дисциплін

оволодівають екологічними знаннями, котрі умовно можна розподілити на три рівні: методологічний, теоретичний та прагматичний.

Методологічний рівень найбільш важливий. Він формується в процесі оволодіння філософією та філософськими дисциплінами. Це своєрідна мета — наука, що являє сукупність загальнотеоретичних ідей, принципів, методів, прийомів не тільки пізнавальної, а й практичної діяльності. Методологічний рівень — це метатеоретичне дослідження, воно спрямоване не стільки на об'єкт, скільки на знання про об'єкт, точніше на методи, засоби і т. ін., за допомогою яких воно здобує. На нашу думку, основне призначення методологічного рівня — здійснювати критичний аналіз у ставленні до екологічного знання. В цьому випадку не просто описується пізнавальний процес, а визначаються можливості здобуття нового знання. Тому-то методологічний рівень в екологізації гуманітарної освіти не може бути дескриптивно-нормативним /описувально-пропонованим/, його завдання набагато ширше і полягає в тому, щоб з позицій минулого досвіду наукового знання, його історії здійснювати аналіз сучасного стану і на цій підставі, прогнозувати подальший розвиток, розуміючи, що будь-яке прогнозування має суто імовірнісний і евристичний характер. Одночасно — це найбільш складний рівень, оскільки його формування можливе лише за умови високого рівня знання теорії.

Теоретичний рівень за значенням є не менш важливим. Він формується комплексом наук, що викладаються у вузі. Тут і природні, технічні, біологічні, спеціальні науки, в т. ч. і історія науки. Давно відомо, що там, де завершується історія, бере свої витoki теорія. Історія не тотожна теорії, але логічність, послідовність, системність викладу робить історію теорією.

Основне призначення теоретичного рівня — забезпечити індивіда науковими знаннями про світ природи. Однак, слід зазначити, що використання одного лише природничо-наукового знання при виборі методів, засобів, прийомів управління екорозвитком не є достатнім. Вибір цих методологічних конструкцій управління повинен доповнюватися соціально — гуманітарною та геоєкоінформацією і є методологічною підставою для ефективного управління соціоприродними процесами, прогнозування тенденцій розвитку й взаємодії суспільства і природи у більш віддаленій перспективі.

Стосовно прагматичного рівня, то логічно він є третім, але за значенням не менш важливим від попередніх, оскільки на цьому рівні набуті теоретичні та методологічні конструкції втілюються в практичні результати. Але при цьому слід зазначити, що прагматичний рівень не може бути втілений за відсутності теоретичного і методологічного. Більш того, ці рівні взаємообумовлюють один одного, впливають і сприяють творчому удосконаленню екологічних знань в процесі життєдіяльності людини (суспільства)

Однак навіть самий високий рівень одержаних екологічних знань не може служити критерієм екологічної культури, оскільки сам по собі він не призводить до творчої реалізації цих знань, використанню їх в різних життєвих ситуаціях. Наукові екологічні знання повинні стати глибоко осмисленими і усвідомленими, перетворитися в переконання, набуті статусу екологічних імперативів, “золотих правил” людства.