

В.П. ЛАНДІН, Г.М. ЧОБОТЬКО, М.Ю. ТАРАРІКО,
Л.А. РАЙЧУК, І.К. ШВИДЕНКО

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ
ЗАСАДИ РЕАБІЛІТАЦІЇ
радіоактивно
забруднених
земель
ПОЛІССЯ

У монографії розглянуто актуальні проблеми економічно ефективного відтворення агрологічних функцій радіоактивно забруднених земель, а також запропоновано перспективні напрями формування ресурсо- та енергоощадних моделей сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених землях, які необхідно повернути в господарське використання у віддалений післяаварійний період.

Розраховано на широке коло фахівців-екологів, державних службовців, науковців, викладачів і студентів вищих навчальних закладів, а також усіх, хто займається або цікавиться проблемами радіоекологічної безпеки.

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ЗАСАДИ РЕАБІЛІТАЦІЇ
РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ ПОЛІССЯ

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ
ЗАСАДИ РЕАБІЛІТАЦІЇ
радіоактивно
забруднених
земель
ПОЛІССЯ



НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ

ІНСТИТУТ АГРОЕКОЛОГІЇ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

В. П. ЛАНДІН, Г. М. ЧОБОТЬКО,
М. Ю. ТАРАПІКО, Л. А. РАЙЧУК,
І. К. ШВИДЕНКО

**ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ
ЗАСАДИ РЕАБІЛІТАЦІЇ**
радіоактивно
забруднених
земель
ПОЛІССЯ

ENVIRONMENTAL and ECONOMIC BASES
of RADIOACTIVELY CONTAMINATED
POLISSYA LANDS
REHABILITATION

МОНОГРАФІЯ

Київ
АГРАРНА НАУКА
2018

*Рекомендовано до друку вченою радою
Інституту агроекології і природокористування НААН
22 жовтня 2018 р. (протокол № 5)*

Рецензенти:

Л.Д. Романчук – доктор сільськогосподарських наук, професор
О.І. Шкуратов – доктор економічних наук, старший науковий співробітник
М.А. Маліснко – доктор сільськогосподарських наук, професор

Колектив авторів:

В.П. Ландін – доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН;
Г.М. Чоботько – доктор біологічних наук, професор, провідний науковий співробітник лабораторії радіоекології аграрних і лісових екосистем відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН;
М.Ю. Тараріко – кандидат економічних наук, науковий співробітник сектору фізико-хімічних досліджень відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН;
Л.А. Райчук – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач лабораторії радіоекології аграрних і лісових екосистем відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН;
І.К. Швиденко – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач сектору фізико-хімічних досліджень відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН.

Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся: монографія / В.П. Ландін, Г.М. Чоботько, М.Ю. Тараріко, Л.А. Райчук, І.К. Швиденко. – К.: Аграрна наука, 2018. – 214 с.

ISBN 978-966-540-533-7

У монографії розглянуто актуальні проблеми економічно ефективного відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених земель, а також запропоновано перспективні напрями формування ресурсо- та енергоощадних моделей сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених землях, які необхідно повернути в господарське використання у віддаленій післяварійний період.

Розраховано на широке коло фахівців-екологів, державних службовців, науковців, викладачів і студентів вищих навчальних закладів, а також усіх, хто займається або цікавиться проблемами радіоекологічної безпеки.

The monograph examines the actual problems of economically efficient restoration of agroecological functions of radioactively contaminated lands. Also promising formation ways of resource and energy-saving models of agricultural production on radioactively contaminated lands need to be returned to economic use in the remote period after the emergency, were proposed.

The monograph is designed for a wide range of environmentalists, civil servants, scientists, lecturers and students of higher educational institutions, as well as anyone who is interested in or deals with radioecological safety issues.

УДК 623.454.836:614.76:332.2:631.95:338.43

© В.П. Ландін, Г.М. Чоботько, М.Ю. Тараріко,
Л.А. Райчук, І.К. Швиденко, 2018
© Державне видавництво «Аграрна наука»
НААН, 2018

ISBN 978-966-540-533-7

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ	4
ВСТУП	6

РОЗДІЛ 1.

Сучасний стан та проблеми еколого-економічної реабілітації радіоактивно забруднених земель полісся України	8
1.1. Питання радіоактивного забруднення у контексті розвитку екосистемних послуг	8
1.2. Сучасна радіологічна та соціально-економічна характеристика територій Українського Полісся, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС	27
1.3. Основні проблеми збалансованого розвитку сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях	66

РОЗДІЛ 2.

Оцінка ефективності відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених угідь Полісся	95
2.1. Оцінювання систем відтворення радіоактивно забруднених земель Полісся	95
2.2. Ефективність систем відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених ґрунтів	107
2.3. Вплив систем відтворення радіоактивно забруднених земель на агроекологічні функції ґрунтів	113

РОЗДІЛ 3.

Формування економічно ефективних та екологічно збалансованих моделей агроекосистем на радіоактивно забруднених землях Полісся	136
3.1. Перспективи розвитку сільськогосподарського виробництва та систем відтворення радіоактивно забруднених земель	136
3.2. Науково-методичні засади формування економічно ефективних агроекосистем	155
3.3. Економіко-енергетична оцінка систем відтворення агро-екологічних функцій ґрунтів	158
3.4. Імітаційні моделі агроекосистем різної спеціалізації та їх економічна ефективність	170
3.5. Економічна ефективність моделей розвитку ДГ «Грозинське»	177
ПІСЛЯМОВА	184
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	187

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

- ^{137}Cs – цезій-137
 ^{90}Sr – стронцій-90
CBD-2010 – Конвенція про біологічне різноманіття – 2010
CICES – загальна міжнародна класифікація екосистемних послуг
FGI – франко-німецька ініціатива
MA-2005 – Глобальна програма «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття»
Nг – легкогідролізований азот
 α -ГФДГ – α -гліцерофосфату дегідрогеназа
АЕС – атомна електростанція
АПК – агропромисловий комплекс
БАЕ – біологічна акумуляція енергії
БД – база даних
БДГ – β -оксибутирату дегідрогеназа
Бк/кг – питома активність радіонуклідів, бекерелів на кілограм ґрунту
ВРХ – велика рогата худоба
ГДГ – глутамату дегідрогеназа
ГДЩ – гранично допустима щільність забруднення
ГПК – ґрунтово-поглинальний комплекс
ГТК – гідротермічний коефіцієнт Селянінова
ДР – допустимі рівні
Еа – енергія антропогення
Ев – енергія врожаю
Ег – енергопотенціал ґрунту
ЄС – Європейський Союз
з/к – зелений корм
ЗБ(О)В – зона безумовного (обов'язкового) відселення
кБк/м² – щільність забруднення радіонуклідами, кілобекерелів на квадратний метр території

- К_{еe} – коефіцієнт енергетичної ефективності
КЕЕО – комплексна економіко-енергетична оцінка
К_{ес} – коефіцієнт екологічної стабільності
ККД – коефіцієнт корисної дії
КН – коефіцієнт накопичення елемента (радіонукліда)
з ґрунту в рослинність
КОВГ – комплексна оцінка властивостей ґрунту
КП (ТФ) – коефіцієнти переходу елемента (радіонукліда)
з ґрунту в рослинність
ЛВЛ – лічильник випромінювання людини
ЛДГ – лактату дегідрогеназа
МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергії
МВС – молочно-воскова стиглість
МДГ – малату дегідрогеназа
МНА – мінімізація наслідків аварії
ОПГ – особисте підсобне господарство
ОР – органічна речовина
ПММ – паливно-мастильні матеріали
ПМРД – полімінеральне розчинне добриво
ПП – пробна площа
ППГ – приватне підсобне господарство
ППД – приватна підсобна ділянка
РН – радіонукліди
САП – спільна аграрна політика
СДГ – сукцинату дегідрогеназа
С_{орг} – надходження органічного вуглецю
СОТ – Світова організація торгівлі
ТЕЕВ-2010 – міжнародне дослідження «Економіка екосистем
та біорізноманіття»
ФАР – фотосинтетично активна радіація
ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція

ВСТУП

У рамках спільної аграрної політики (САП) країн ЄС (SARD – Sustainable Agricultural and Rural Development) задекларовано перехід на принципи сталого розвитку сільського господарства і сільських територій, які ґрунтуються на інтегрованому соціальному, екологічному й економічному розвитку агросфери. Метою SARD є покращення добробуту сільського населення, збільшення виробництва екологічно безпечної продукції і поліпшення стану навколишнього природного середовища, раціонального використання, охорони та відтворення біосферних функцій земель. Актуальним у цьому аспекті є розв'язання вказаних проблем на радіоактивно забруднених територіях, які було виведено з сільськогосподарського використання після аварії на Чорнобильській АЕС. Нині рівень радіоактивного забруднення на цих територіях значно знизився, а відтак постало питання щодо можливості повернення частини цих земель у виробничу сферу, що потребує відповідного наукового обґрунтування їх реабілітації.

Питанням реабілітації радіоактивно забруднених земель та отримання безпечної сільськогосподарської продукції присвячено численні наукові праці Б.С. Прістера, І.М. Гудкова, О.І. Бондаря, В.А. Кашпарова, О.І. Дутова, В.П. Ландіна, М.Д. Кучми, О.А. Проневича, Є.І. Ходаківського та ін. Еколого-економічне обґрунтування реабілітації та раціонального використання земель, зокрема на радіоактивно забруднених територіях, наведено у наукових дослідженнях Г.Д. Гуцуляка, Н.В. Зіновчук, І.П. Купріянич, А.С. Малиновського, А.М. Третяка, О.І. Фурдичка, М.Х. Шершуна, О.В. Ходаківської та ін.

Але, незважаючи на значний обсяг виконаних робіт з цих проблем, залишається низка питань, які потребують детальнішого розкриття. Зокрема, це стосується оцінювання відтворення радіоактивно забруднених земель та обґрунтування економічно ефективних і

екологічно збалансованих напрямів ведення сільськогосподарської діяльності після їх повернення у виробничу сферу.

Розділи цього наукового видання поглиблюють наукові уявлення, теоретичні та концептуальні положення реабілітації й відтворення радіоактивно забруднених земель з метою формування економічно ефективних систем аграрного виробництва у регіонах, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Висвітлені результати досліджень будуть корисними органам місцевого самоврядування та суб'єктам господарювання під час розроблення регіональних програм і планів щодо повернення радіоактивно забруднених земель у сільськогосподарське використання, а також формування економічно ефективного аграрного виробництва.

Варто підкреслити, що наукові результати, подані у монографії, отримано в межах науково-дослідних робіт Інституту агроєкології і природокористування НААН та Інституту сільського господарства Полісся НААН упродовж 2011–2016 рр. Видання має за мету продемонструвати науково-методичні засади оптимізації структури угідь на радіоактивно забруднених територіях, впровадження заходів з їхньої реабілітації для організації ефективної системи господарювання.

Результати досліджень за цією темою пройшли апробацію на всесвітніх форумах і конгресах, науково-практичних конференціях різного рівня, міжакадемічних наукових засіданнях.

СУЧАСНИЙ СТАН ТА ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

1.1.

ПИТАННЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ У КОНТЕКСТІ РОЗВИТКУ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ

Людство отримує з навколишнього середовища незліченні блага, такі як їжа, деревина, чиста вода, енергія, захист від повеней і ерозії ґрунту, які умовно можна назвати «товарами» і «послугами». Добробут усіх без винятку груп людського населення у світі залежить від цих так званих екосистемних послуг. *Екосистемні послуги* – це функції екосистем, що забезпечують певні економічні вигоди людям, котрі споживають ці послуги, та ґрунтуються на забезпеченні природою різного роду регулювальних функцій. Споживачі цих послуг можуть перебувати як на локальному (окремі люди чи підприємства), так і регіональному та глобальному рівнях – цілі країни і регіони. В останньому випадку варто розглядати глобальні екосистемні послуги, як, наприклад, поглинання вуглекислого газу лісовими масивами. Все більше людей і організацій останнім часом звертають особливу увагу на дане питання. Термін «екосистемні послуги» використовують в усьому світі з глобальної програми «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» (Millennium Ecosystem Assessment, МА-2005), міжнародного дослідження ТЕЕВ (Економіка екосистем та біорізноманіття, ТЕЕВ-2010) і стосується всіх тих благ, які людство отримує з різних екосистем. МА та ТЕЕВ показали, що ці екосистемні послуги (функції екосистем) перебувають у зоні ризику в усьому світі і їх вичерпність та невпинна деградація призводять до негативних економічних наслідків. Часто це відбувається внаслідок односторонньої експлуатації певних природних ресурсів без урахування їх екологічних взаємозалежностей, поряд з одночасними втратами диких рослин і тварин та їхнього ареалу. З цієї причини збереження екосистемних послуг (функцій) було чіт-

ким завданням Конвенції про біологічне різноманіття – 2010 (CBD-2010). Європейський Союз включив збереження екосистемних послуг до Стратегії європейського біорізноманіття, яка є складовою ініціативи «ресурсозберігаючої Європи» (European Commission). Крок 5 другого завдання Стратегії ЄС з біорізноманіття закликає держави-члени ЄС картувати й оцінювати стан екосистем та їх послуг (функцій) на своїй національній території, оцінювати економічну цінність таких послуг, а також сприяти інтеграції цих значень в облікову і звітну системи на національному та загальноєвропейському рівнях звітності у 2020 р. Програма МА-2005 надає найповнішу оцінку стану глобального навколишнього середовища на сьогоднішній день. Вона подає таку класифікацію екосистемних послуг: и підтримки (послуги, необхідні для виробництва всіх інших екосистемних послуг, включаючи формування ґрунту, фотосинтез, первинну продукцію, кругообіг поживних речовин і води); забезпечення (продукти, одержувані від екосистем, включно із харчовими продуктами, паливом, генетичними ресурсами, природними лікарськими засобами і прісною водою); послуги регулювання (користь від регулювання екосистемних процесів, включаючи регулювання якості повітря, регулювання клімату, водного режиму, ерозії, очищення води, регулювання хвороб та шкідників тощо); соціокультурні послуги (нематеріальні послуги, які люди отримують від екосистем для когнітивного розвитку та здоров'я) [238].

За останні 50 років рівень багатьох благ, які ми звикли отримувати з навколишнього середовища, різко впав, тоді як біорізноманіття повсюди на земній кулі катастрофічно знижувалося. Швидкість антропогенного зникнення видів оцінюється в 1000 разів швидшою, ніж природне вимирання організмів, характерне для геологічної історії. Істотно деградували близько 60% вивчених екосистемних ресурсів Землі. І саме антропогенний вплив є основною причиною цього. Упродовж останніх 300 років площа лісів на Землі скоротилася майже о на 40%. Ліси повністю зникли у 25 країнах, а ще 29 країн втратили понад 90% лісової рослинності. З 1900 р. у світі втрачено близько 50% заболочених територій [238].

Відповідно до науково обґрунтованих рекомендацій природні екосистеми мають займати не менше 2/3 суходолу, з біологічною продуктивністю – не нижче середньоглобального показника 7,8 [36]. Співвідношення ландшафтів в Україні, коли площа антропогенних

земель охоплює близько 80% її території, є шляхом до масштабного опустелювання. Головним чинником знищення природних екосистем у нашій країні є орне землеробство. Наша держава має один із найвищих показників розораності земель у світі, який становить, за різними оцінками, 54–57% (при пороговому значенні 38,2%) [34]. Навіть у країнах ЄС, де щільність населення є вищою, ця цифра значно менша – 25,6%. Ситуація погіршується виведенням із користування родючих сільськогосподарських угідь унаслідок їх забруднення радіонуклідами. Насамперед йдеться про забруднювачі чорнобильського походження, радіоактивні відходи та відходи видобувної промисловості.

Радіонукліди входять у низку десяти найнебезпечніших токсичних речовин, перерахованих у доповіді, яку було опубліковано у 2010 р. Інститутом Блексмита – недержавною організацією, що займається проблемами забруднення навколишнього середовища [294]. Внаслідок комплексу геологічних, геохімічних, біогеохімічних та інших процесів радіонукліди мігрують компонентами екосистем, створюючи тим самим потенційну загрозу екосистемам, так само як і здоров'ю людини [290]. За останніми оцінками, близько 0,8–1 млн осіб у світі загалом зазнали радіоактивного опромінення або ризикують бути опроміненіми [293]. Радіонукліди, що надійшли в оточуюче середовище, внаслідок проникнення через шкіру, органи дихання та оральне заковтування (з питною водою та їжею), включаються в обмін речовин між компонентами зовнішнього середовища й організмом людини та тварин [280, 288]. У проблемі мінімізації променевих навантажень на населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях, основне значення має зниження рівнів контамінації харчових продуктів та обмеження всмоктування радіонуклідів у травному тракті [295]. В умовах тривалого надходження радіонуклідів до організму людини з метою зменшення всмоктування і накопичення, скажімо, стронцію, рекомендовано використання клітковини, солей кальцію, альгінової кислоти та пектинів, а для профілактики накопичення цезію – пектинів, харчових волокон і солей калію. Тому забезпечення населення достатньою кількістю молока і молочних продуктів, фруктів, овочів, морепродуктів (риби, водоростей, кальмарів та ін.), сухофруктів, соків з м'якоттю, гороху, квасолі, хліба з борошна грубого помолу сприяє зменшенню накопичення радіонуклідів.

Окремо варто згадати наслідки аварій на Чорнобильській АЕС та АЕС «Фукусіма-1». І через 30 років після Чорнобильської катастрофи проблема накопичення радіонуклідів в організмах мешканців забруднених територій залишається актуальною. Зростає значимість забезпечення вітамінами, макро- і мікроелементами, особливо йодом, селеном, залізом, кобальтом для повноцінного функціонування щитоподібної залози. Усі наведені факти свідчать про існування певних особливостей раціону мешканців радіоактивно забруднених регіонів, а отже, і про зміну харчових потреб та попиту на екосистемні послуги.

Чорнобильська трагедія вирізняється не лише величезними площами забруднених територій, а й різним складом радіонуклідів, викинутих з реактора, а також широким діапазоном потужностей доз хронічного опромінення. Радіоекологічна ситуація і досі характеризується складністю і неоднорідністю забруднення території α -, β - і γ -випромінюючими радіонуклідами, наявністю радіоізотопів практично у всіх компонентах екосистем і залученням їх у геохімічні і тропічні цикли міграції [277, 286].

Незважаючи на це наприкінці першого десятиріччя XXI ст. світова атомна енергія, яку виробляють понад 30 країн (у світі працює 441 АЕС) (рис. 1.1) [286], має добрі перспективи – планується її широкомасштабний розвиток, зокрема побудова від 300 до 600 нових атомних реакторів вже до 2030 р. [279].

У Франції на АЕС виробляється понад 75% електроенергії, у США – 20%, в Англії і Бельгії – близько 60%, Фінляндії – 27%. Світовими лідерами у виробництві ядерної електроенергії є США, Франція, Японія, Німеччина та Росія (рис. 1.2).

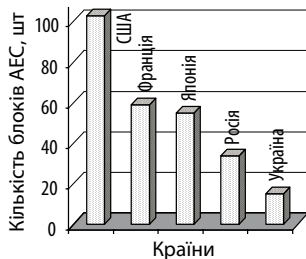


Рис. 1.1. Атомні електростанції світу

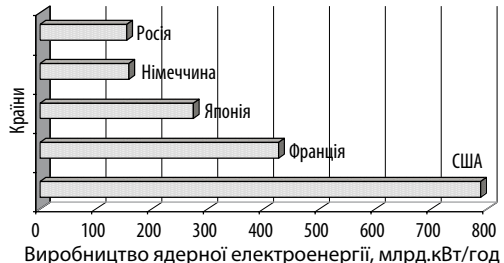


Рис. 1.2. Обсяг виробництва ядерної енергії країнами-лідерами

За прогнозними оцінками МАГАТЕ, у найближчі роки потрібно буде виводити з експлуатації понад 65 ядерних реакторів АЕС і 260 ядерних пристроїв, що використовують в наукових сферах, термін експлуатації яких (30 років) прямує до завершення.

Випробування ядерної зброї, катастрофа на Чорнобильській АЕС та АЕС «Фукусіма-1», активна переробка радіоактивної мінеральної сировини призвели до того, що в середовищі існування людини з'явилися раніше відсутні трансуранові елементи. Зважаючи на великий період напіврозпаду деяких радіоактивних елементів, вони становитимуть радіологічну небезпеку протягом тисячоліть. Запаси порівняно дешевого урану для АЕС на планеті налічують близько 4 млн т, і вони можуть бути вичерпані, як і нафта, за 25–30 років. Родовища уранових руд є в Україні, США, ПАР, Канаді, Конго, Намібії, Нігері, Німеччині, Казахстані, Росії, Австралії, Бразилії, Франції, Індії, Японії та інших країнах. Головні видобувні країни: Канада, ПАР, США, Намібія, Нігер, Франція. Україна має найбільші в Європі ресурси та загальні запаси урану і за цими показниками входить до першої десятки країн світу. Державним балансом запасів корисних копалин України враховується 17 родовищ (Кіровоградська обл. – 14, Миколаївська – 2, Дніпропетровська – 1). Відкрито і розвідано 21 родовище. Частка України у світових ресурсах – 1,8% (рис. 1.3).

Відвали порожніх порід, вміст у яких ізотопів урану набагато перевищує кларковий, займають на рудниках і кар'єрах багато тисяч

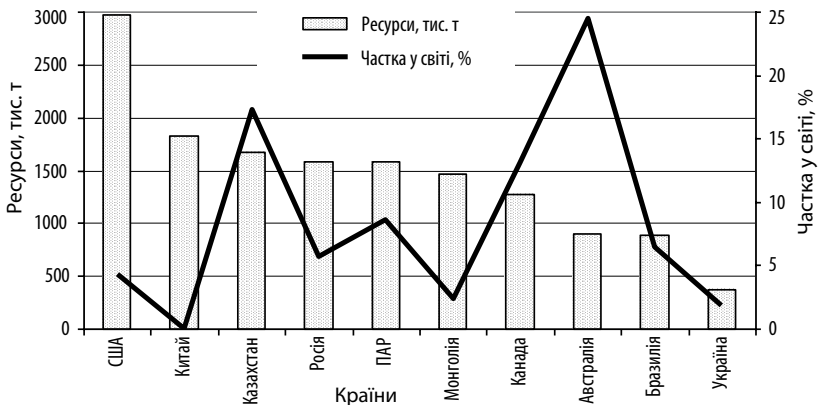


Рис. 1.3. Ресурси урану на межі XX–XXI ст., тис. т

квадратних метрів і є джерелами локального забруднення місцевості внаслідок вітрової ерозії та вимивання атмосферними опадами. Додаткове джерело забруднення навколишнього середовища – рідкі відходи, до яких належать шахтні води, насичені радіонуклідами.

Окрім того, нині існує проблема радіоактивного забруднення внаслідок ядерних аварій, випробувань ядерної зброї, у зв'язку зі зберіганням радіоактивних відходів, діяльністю ядерної промисловості тощо. У багатьох випадках спостерігається витік радіонуклідів зі сховищ через різні причини. Часто відбувається витік шахтних вод та порушення цілісності так званих хвостосховищ. У 1991 р. лише в Україні на загальній площі у 270 га було створено 9 хвостосховищ: 7 – з переробленою урановою рудою (близько 42 млн т) і 2 – з відходами уранового виробництва (0,2 млн т). Більшість відходів є високорадіоактивними. Сховища відходів уранового виробництва розташовані поруч із населеними пунктами, сільськогосподарськими землями, поблизу р. Дніпро (хвостосховище «Дніпровське» – 1 км).

Загальна площа радіоактивно забруднених сільськогосподарських земель в Україні сягає 42,9 млн га, або 71% всієї території держави. Сільськогосподарське освоєння найбільш постраждалого внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС регіону становить 71%, а ступінь обробки земель – 53,6% [170]. Виведення з господарського ужитку радіаційно забруднених земель закономірно призводить до надмірного навантаження радіаційно безпечних угідь. Інтенсивна експлуатація останніх, порушення рекомендованого співвідношення різних категорій земель у зв'язку зі зростаючою продовольчою кризою спричиняє прогресуючу деградацію екосистем.

У 90-х роках ХХ ст. українськими вченими було розроблено програму консервації еродованих орних земель. Однак, саме в цей час розпочався процес розпайовання. Було розпайовано переважну більшість сільськогосподарських земель: 270 тис. км² (45% території країни), серед яких значна площа орних земель перебуває на різних стадіях ерозії. Примусити власників орних паїв перевести їх у природний або напівприродний стан (законсервувати) юридично неможливо. При цьому законодавство визначає чітке цільове призначення цих земель – товарне сільськогосподарське виробництво, а з комерційної точки зору власнику набагато вигідніше експлуатувати свою землю саме як рілля. Таким чином, існуючі умови фактично примушують землевласників інтенсивно експлуатувати орні землі,

оскільки консервація розглядається як нецільове її використання й призводить до застосування штрафних санкцій.

З усіх екосистем найбільша увага приділяється лісам, які в Україні займають 15,5% території. Однак і тут існує проблема відсутності наукового обґрунтування відновлення лісових насаджень, що призводить до тотального зниження лісового біорізноманіття та масових спалахів популяцій фітофагів і хвороб. Зникнення природних екосистем означає деградацію ґрунтів, гідрологічного режиму і водойм та, як наслідок, – масштабне опустелювання. Розв'язанням цієї проблеми є повернення територій в їх природний стан через консервацію та рекультивацію антропогенних територій з одночасною компенсацією нестачі земельного фонду у разі повернення до обробітку раніше виведених радіоактивно забруднених земель. Ця ідея дещо відображена у Законі України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» та Розпорядженні Кабінету Міністрів № 675-р від 22.09.2004 р. «Про схвалення Концепції загальнодержавної програми збереження біорізноманіття на 2005–2025 роки».

Таким чином, внаслідок активного розвитку ядерної енергетики, нарощування видобутку і переробки уранових руд, катастроф на Чорнобильській АЕС та АЕС «Фукусіма-1» з'явився новий абіотичний чинник середовища – забруднення природних комплексів радіоактивними речовинами. На думку авторів [36], розв'язання даної проблеми потребує проходження трьох основних етапів: наукового (на основі екосистемного підходу), законодавчого (збільшення площі державних земель, отримання дозволу на консервацію приватних та зміна цільового призначення ріллі) та адміністративно-практичного (переформатування виконавчого апарату, зокрема створення нових підрозділів чи державних установ).

Оскільки людство вже знищило понад половину природних екосистем суходолу, то лише охорона залишків природних екосистем і ресурсів вже не є достатньою. Виникає гостра потреба їх відтворення. Сьогодні так зване раціональне природокористування є архаїзмом, бо природні екосистеми повинні передусім формувати здорове середовище, тобто надавати екосистемні послуги, а не бути лише об'єктами господарської діяльності. Існуюча соціально-екологічна парадигма переходу від природокористування до природогосподарування має знайти своє відображення у відповідних механізмах

управління, оскільки розвиток організаційно-економічних форм екологічного регулювання найповніше проявляється саме у природо-господаруванні.

Нині при оцінюванні стану екосистемних послуг в Україні та світі необхідно враховувати такі проблеми:

- безпосередній та опосередкований вплив радіонуклідів на екосистеми і відповідно скорочення біорізноманіття;
- зміна продовольчого попиту мешканців радіоактивно забруднених територій;
- виведення з використання радіаційно забруднених екосистем, що призводить до зростання експлуатації радіаційно безпечних екосистем, їх перевантаження та деградації (опустелювання тощо).

Усе це потребує проведення інвентаризації екосистемних послуг за їх видами, регіонами, споживачами тощо та формування комплексного державного реєстру екосистемних послуг з чітким закріпленням зон відповідальності за стан відповідних природних екосистем. Це дасть змогу здійснити економічне оцінювання послуг різних екосистем (водних, лісових та ін.) та механізмів платежів за екосистемні послуги.

Відомо, що реабілітація та повернення до активного використання забруднених радіонуклідами сільськогосподарських земель є одним із шляхів досягнення збалансованого розвитку аграрного сектору економіки регіону Українського Полісся. Тому ведення сільського господарства регіону повинно ґрунтуватися на збалансованому поєднанні та системній гармонізації соціальних, економічних та екологічних чинників за умов обов'язкової екологізації аграрного виробництва, що гарантуватиме продовольчу безпеку і належний рівень життя громадян області та держави в цілому.

На даний час в Україні, на відміну від більшості країн Європи, не розроблено єдиної загальнонаціональної стратегії екосистемних послуг. Тому науковцями відділу радіоекології в агросфері Інституту агроєкології і природокористування НААН розроблено стратегію розвитку екосистемних послуг для радіоактивно забруднених територій із урахуванням економічних та соціальних аспектів, притаманних регіону Українського Полісся. Автори поставили перед собою завдання розробити попередній набір критеріїв (показників) та картографічних даних, які могли б бути використані для оцінювання екосистемних послуг у межах окремого регіону та держави

загалом. У процесі розроблення показників процесу розвитку екосистемних послуг було використано офіційні матеріали Державного комітету статистики України, Всеукраїнської екологічної ліги, ДУ «Інститут охорони ґрунтів України» та інші загальнодоступні наукові джерела. Через відсутність достатньої кількості доступних просторово-специфічних даних інформацію про стан екосистем не повністю систематизовано. Останнє може бути виправдане в оцінюванні екосистемних послуг, якщо ці послуги сильно залежать від конкретного типу екосистеми (наприклад, лісової або польової), але меншою мірою для деталізації (наприклад, листяні або хвойні ліси). Розроблена стратегія розкриває підходи до збалансованого, екологічно безпечного та економічно доцільного використання екосистемних ресурсів територій, які постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Запропоновану авторами концепцію подано в загальному вигляді, яка потребує вимагає детальної розробки та дискусії, оскільки стосується широкого кола не лише екологічних, але й суспільно-політичних питань. Однак, варто наголосити, що світ перейшов у таку критичну фазу, коли економіка має пристосовуватися до екології, а не навпаки [275]. 3-поміж еколого-економічних систем різного рівня регіональна система є найбільш актуальною і динамічною, оскільки кожен окремих регіон є водчас об'єктом та суб'єктом управління. Це зумовлює необхідність переходу від відомчого до екосистемного підходу у реабілітації радіоактивно забруднених територій. Тому реабілітація регіону передбачає екологізацію використання природних ресурсів, передусім сільськогосподарства, насамперед на регіональному рівні, а лише потім на державному, з урахуванням гармонізації з міжнародними вимогами. Система управління екологізацією сільськогосподарського виробництва залежить від ефективності економічного механізму управління сільськогосподарськими землями, який ґрунтується на збалансованому поєднанні примусово обмежувальних регуляторів зі стимулюючо-компенсаційними, які, своєю чергою, забезпечують сприятливіші умови для природозбереження, а відтак для забезпечення екологічно безпечних технологій і методів господарювання.

Визначення та класифікація екосистемних послуг – як погоджено Робочою групою Маеса Генерального директорату – навколишнє середовище [284] ґрунтується на категоріях загальної міжнародної класифікації каталогу екосистемних послуг [281].

Як правило, рекомендується включати не лише наявні екосистемні послуги, які виникають через поточний попит, зокрема суспільний, але також і потенційні (потужності) або доступні [274, 285, 287, 292]. Наявна продуктивність може також зростати через збільшення навантаження і попиту (наприклад, більш високе видалення нітратів з річки у зв'язку з його додатковим надходженням). Нинішня висока продуктивність також може призвести до зниження продуктивності в майбутньому. Аналіз розвитку потенціалу екосистемних послуг є настільки ж важливим для політики збереження екосистемних послуг (їх потужності, потенціалу), як і аналіз їх використання.

Крім того, для деяких екосистемних послуг просторово диференційоване відображення попиту та пропозиції має високу інформативність, тоді як для інших екосистемних послуг це не суттєво. Через витрати на транспортні послуги місце виробництва багатьох послуг наразі і стає все менш вигідним економічно порівняно з їх вартістю. Якщо поряд із витратами на експлуатацію транспорту врахувати зовнішні чинники, просторовий чинник набуває все більшого значення, особливо з погляду економіки. Нині, однак, сільськогосподарські товари виробляють переважно для світового ринку, принаймні, в промислово розвинених країнах. Ринкові ціни на ці товари значною мірою незалежні від регіональних особливостей попиту (наприклад, міста порівняно із сільською місцевістю). Багато регульованих та культурно-естетичних послуг, а також провізорських, ціна яких значною мірою зумовлена транспортними витратами, залежать від наявності високого попиту у місцях поставки, який фактично «прив'язаний» до конкретної місцевої мережі. Тому доцільно співставити екосистемні послуги з відповідним унікальним просторовим попитом та оцінку їх надходження з просторово диференційованим показником попиту. Це дасть змогу прояснити, в яких областях ємність екосистеми має більше або менше значення відповідно до особливостей попиту.

У випадку недостатньої кількості доступних даних та пов'язаних з цим труднощів у прямому оцінюванні наявної послуги, аж до його унеможливлення, як основи для оцінювання інтенсивності поточного використання екосистеми можна враховувати просторово специфічні обсяги споживання та конкретний просторовий попит. Прикладом може слугувати оцінювання рекреаційних послуг через

порівняння придатності для відпочинку з, наприклад, щільністю населення як показника попиту на відпочинок у кожній області.

У зв'язку з тим, що для деяких екосистемних послуг, перелічених у каталозі ICES, немає необхідності (принаймні, на національному рівні) для політичного втручання, відповідні індикатори для цих послуг не було враховувано. Відповідні екосистемні послуги або практично не існують в Україні, чи відіграють дуже незначну роль, або не підлягають жодному ризику. Однак у рамках загальноєвропейського процесу координації слід уточнити, чи потрібне додання цих послуг для забезпечення узгодження дій на європейському рівні.

При розробленні національних індикаторів для екосистемних послуг з метою здійснення кроків, передбачених Європейською стратегією щодо збереження біорізноманіття, слід урахувати, що основні рішення в Україні приймають на національному рівні, однак вони мають свою регіональну специфіку, продиктовану еколого-економічними особливостями. Тому роль держави скоріше полягає у розробленні та контролюванні загальної стратегії на загальнонаціональному рівні, здійсненні непрямого або неформального впливу на більшість рішень, які безпосередньо або опосередковано пов'язані з екосистемними послугами, наприклад, в контексті планування природозбереження, сільськогосподарської субсидіарної політики, планування землекористування або користування водними ресурсами.

У нашій державі багато завдань, передбачених Кроком 5 стратегії, вже виконуються, частково на національному, а частково – на субнаціональному рівнях. Однак такі дії переважно фрагментарні. Окрім того, характеристики екосистем різних регіонів України доволі різноманітні і різняться між собою, до того ж їхні показники постійно змінюються в часі. Тому такі показники на даний час не можуть забезпечити основу для загальнодержавного узагальнення й оцінювання екосистемних послуг.

Тому узагальнення й оцінювання екосистемних послуг у рамках першої реалізації повинні бути виконані переважно на основі ландшафтів у межах регіонів, областей і районів. Таким чином, загальнонаціональна база даних має використовуватися з метою отримання/надання додаткової узагальненої інформації для використання у разі планування та реалізації управлінських заходів. Точність таких даних повинна ґрунтуватися на вимогах, поставлених конкретним завданням державного чи регіонального рівня, і не обов'язково мати

той же рівень деталізації, необхідний для прийняття конкретних рішень меншого масштабу, наприклад, у вирішенні оптимального положення для інфраструктури або розвитку певного населеного пункту. Залишається сподіватися, що загальнонаціональні та субнаціональні підходи до оцінювання екосистемних послуг будуть, у довгостроковій перспективі, ставати все більш схожими між собою.

Метою розроблених науковцями Інституту агроекології і природокористування НААН рекомендацій є первісна реалізація вимог і цілей Кроку 5 Європейської стратегії збереження біорізноманіття. Вони ґрунтуються на пропозиціях, розроблених Робочою групою Кроку 5 [292], але адаптовані до конкретних екологічних, соціально-економічних та інституційних умов України. Варто зауважити, що деякі з цих показників уже доступні або можуть бути синтезовані з наявних даних і нині використовуються. Цей підхід передбачає деякі компроміси щодо точності даних. Слід зазначити, що у Завданні 2, Кроку 5 мається на увазі не точне значення використовуваних екосистемних послуг, а скоріше найважливіші та найпомітніші зміни в них. Таким чином, методи і використовувані дані передусім повинні розглядатися з погляду адекватності відображення змін в екосистемних послугах упродовж тривалого часу з прийнятною надійністю. Зі зростанням доступності даних і збільшенням знань, отриманих у результаті міжнародних і національних досліджень щодо виявлення та оцінювання екосистемних послуг, зростатиме можливість розроблення показників з точки зору їх значимості і точності.

Дана розробка є технічною/експертною основою для подальшого обговорення щодо реалізації Завдання 2 Кроку 5 Європейської стратегії збереження біорізноманіття на національному та європейському рівнях. Оскільки процес імплементації Кроку 5 триває, з часом стане очевидним, які показники є особливо важливими для процесу прийняття адміністративних і політичних рішень, яких важливих показників, як і раніше, бракує, чи які повинні бути доповнені, терміново потребують подальшого розвитку тощо.

Для кожного з подальших показників планується комплексний кількісний вираз, а також картографічне представлення на загальнодержавному рівні і для різних регіонів. При цьому значення індикаторів (показників) варіабельні і потребують уточнення, тому картографічні матеріали передбачають внесення змін у процесі отри-

мання даних періодичних моніторингових досліджень. У *табл. 1.1* наведено попередній перелік показників, а більш детальне пояснення – у *табл. 1.2. і 1.3.*

Таблиця 1.1. Пропоновані показники на постачання екосистемних послуг і попит на них (включаючи суспільний попит)

CICES «Розділ»	CICES «Відділ»	Пропонований індикатор		CICES «Клас» відповідно до табл.1.2 і 1.3*
		постачання	потреби Чи є певний просторово-диференційований попит на конкретне просторове забезпечення?	
Послуги постачання, 2*	Пожевні речовини, матеріали, енергія	Природна родючість орних ґрунтів		3*, 1, 32, 9b, 10a, 14b
		Частка лук і пасовищ у сільськогосподарських районах		3*, 2, 9, 10b
		Запаси деревини		3*, 9a, 14a
Послуги регулювання	Стан (розкладання, ізоляція і т.д.) токсинів і шлаків	Самоочисний потенціал водних шляхів		Відхилення від бажаної якості води (наприклад, відповідно до Водної рамкової директиви) 17a, 19, 34
		Якість ґрунтових/ підґрунтових вод	Частка багаторічних деревних насаджень	Використання підземних вод (видобуток питної води, водоохоронні зони, вододіли) 17b, 18b, 33
			Захист ґрунтів та геологічних шарів	
	Медіація потоків	Зменшення ерозії багаторічним рослинним покривом		Ризик ерозії/потреба у протиерозійному захисті 22b, 22c
		Частка природних і напівприродних дрібних структур у сільському ландшафті (внесок у зменшення ерозії)		Ризик ерозії/потреба у протиерозійному захисті 22b, 22c
		Зниження небезпеки повеней шляхом утримання води у заплавах		4*, 25b
	Обслуговування фізичних, хімічних, біологічних умов	Частка природних і напівприродних невеликих структур у сільськогосподарських ландшафтах (запilenня і біологічна боротьба зі шкідниками)		Частка сільськогосподарських культур із запilenня комахами 28, 30
		Поверхні боліт або осушених боліт (депо парникових газів)		3*, 36
		Внесення змін у землекористуванні та лісовому господарстві для зменшення наслідків викидів парникових газів		3*, 36

Закінчення табл. 1.1.

Послуги регулювання	Обслуговування фізичних, хімічних, біологічних умов	Частка зелених насаджень у районі селища (місцевий клімат і якість повітря)	Щільність населення, розмір населеного пункту, Викид забруднювачів повітря і несприятливих кліматичних впливів урбаністичного походження	27, 37b, 38с, 39
Культурно-естетичні послуги	Фізичні та інтелектуальні взаємодії з біотою, екосистемами і ландшафтами	Показники рекреаційної функції змінних характеристик екосистем відкритих ландшафтів (природність, різноманітність, приватність, забезпечення конкретних цілей і т.д.) Частка зелених насаджень у міських районах Доступність міських зелених зон; 4*	Щільність населення, близькість до поселень, рекреаційних регіонів/центрів	38b, 42, 44
			Щільність населення, розмір населеного пункту	39

Примітка: * Див табл. 1.2 і 1.3.

- 2* Представлені показники послуги постачання у розумінні низки показників для імплементації Європейської стратегії збереження біорізноманіття може призвести до неправильного трактування їх як таких, що характеризують використання природи для сільськогосподарських, лісовицьких та рибальських цілей і є частиною стратегії збереження, яка передбачає активне природокористування на паритетних засадах зі збереженням біологічного різноманіття. Альтернативні пропозиції, див. текст.
- 3* У всьому світі попит, просторова диференціація не використовується або не є необхідною.
- 4* Співвідношення між утриманням води і уникненнями збитками у даний час уточнюється.
- 5* Показник вже містить зв'язок попиту і пропозиції.

Таблиця 1.2. Класифікація екосистемних послуг відповідно до SICES

Категорія: Послуги постачання			
1	2	3	4
Поживні речовини	Поживні речовини рослинного і тваринного походження	Культурні рослини та їх продукція	1
		Свійські тварини та їх продукція	2
		Дикі рослини, водорості та їх продукція	3
		Дикі тварини та їх продукція	4
		Рослини і водорості з аквакультури in-situ	5
		Тварини з аквакультури in-situ	6
	Питна вода	Поверхневі питні води	7
		Ґрунтові питні води	8
Матеріали	Рослинна і тваринна біомаса	Біомаса рослин і тварин (деревина, волокна і т.д.) для безпосереднього використання або переробки	9
		Біомаса рослин і тварин для використання у сільському господарстві	10
		Генетичні ресурси	11
	Поверхневі води не для питних цілей	Поверхневі води не для питних цілей	12
		Ґрунтові води не для питних цілей	13

Продовження табл. 1.2.

1	2	3	4
Енергія	Енергетичні ресурси біогенного походження	Ресурси рослинного походження	14
		Ресурси тваринного походження	15
	Механічна енергія	Енергія тваринного походження	16
Категорія: Послуги регулювання та обслуговування			
Медіація відходів, токсичних речовин та інших забруднювачів	Медіація біоти	Біовідновлення за допомогою мікроорганізмів, водоростей, рослин і тварин	17
		Фільтрація / поглинання / зберігання / накопичення мікроорганізмів, водоростей, рослин і тварин	18
	Медіація екосистем	Фільтрація / поглинання / зберігання / накопичення екосистемами	19
		Послаблення атмосферою, прісноводними та морськими екосистемами	20
		Медіація нюхових / шумових / візуальних впливів	21
Медіація потоків	Потоки маси	Стабілізація маси і контроль швидкості ерозії	22
		Буферизація й ослаблення масових потоків	23
	Потоки рідин	Гідрологічний цикл і контроль за витратами води	24
		Захист від повеней	25
	Потоки газів/повітря	Захист від шторму	26
		Вентиляція і транспірація	27
Обслуговування фізичних, хімічних, біологічних умов	Обслуговування життєвих циклів, середовище проживання і захист генофонду	Запилення і розповсюдження насіння	28
		Підтримання популяцій і місць проживання	29
	Контроль шкідників і хвороб	Боротьба зі шкідниками	30
		Боротьба із хворобами	31
	Грунтоутворення і склад ґрунту	Процеси вивітрювання	32
		Процеси розкладання і фіксації	33
	Водний режим	Хімічна стан прісних вод (екосистем)	34
		Хімічна стан солоних вод (екосистем)	35
	Склад атмосфери і регулювання клімату	Глобальне регулювання клімату шляхом скорочення концентрацій парникових газів	36
		Мікро- і макрорегулювання клімату	37

Закінчення табл. 1.2.

1	2	3	4
Категорія: Культурно-естетичні послуги			
Фізичні та інтелектуальні взаємодії з біотою, екосистемами, і з наземними та водними ландшафтами [екологічні параметри]	Фізичні та емпіричні взаємодії	Емпіричне використання рослин, тварин і наземних та водних ландшафтів різних параметрів навколишнього середовища	38
		Фізичне використання рослин, тварин і наземних та водних ландшафтів різних параметрів навколишнього середовища	39
	Інтелектуальна і репрезентативна взаємодії	Наукова	40
		Освітня	41
		Культурна, спадщини,	42
		Розважальна	43
Естетична	44		
Духовні, символічні та інші взаємодії з біотою, екосистемами і з наземними та водними ландшафтами [екологічні параметри]	Духовні та/або символічні взаємодії	Символічне значення	45
		Сакральне та/або релігійне значення	46
	Інші культурні продукти	Екзистенційне	47
		Насліддя	48

Таблиця 1.3. Вибір релевантних екосистемних послуг

№	Екосистемні послуги (CICES 4.3: на рівні класу)	Технічні характеристики для України	Критерії						
			OC	R	E	A	SC	C	P
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Вирощувані культури		32	X	-	X	C	-	
2	Свійські тварини та продукція (луки та пасовища)			X	-	X	C	-	
3	Дикорослі рослини, водорості та їх продукція (гриби, трави, ягоди і т.д.)			0	0	X	SC	X	I
4a	Дикі тварини та продукція	Риба		0	X	X	C	X	1*
4b		Дичина		0	-	X	SC	-	
5	Рослини і водорості в аквакультури in-situ			-	-	X	-	-	
6	Тварини в аквакультури in-situ			0	-	X	SC	-	
7	Поверхневі питні води		18b	X	-	X	S	X	
8	Ґрунтові питні води		18b	X	-	X	SC	X	
9a	Волокна та інші матеріали для прямого використання або переробки	З рослин, водоростей	14a	X	-	X	SC	X	
9b		Не деревина		32	X	-	X	C	-
9c		З тварин	2	X	-	X	C	-	
10a	Матеріали для сільськогосподарського використання	З рослин, водоростей	32	X	-	X	-	-	
10b		З тварин	2	X	-	X	C	-	

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ЗАСАДИ
РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ ПОЛІССЯ

Продовження табл. 1.3.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11	Генетичний матеріал зі всієї біоти			0	X	X	-	X	I, 2*
12	Поверхневі води для технічних потреб			X	0	X	C	-	
13	Підгрунтові води для технічних потреб			8	-	-	-	-	
14a	Енергетичні ресурси рослинного походження	Деревина		X	-	X	SC	-	
14b		Не деревина	32	X	-	X	SC	-	
15	Ресурси тваринного походження			0	-	X	S	-	
16	Енергетичні ресурси тваринного походження			-	-	-	-	-	
17a	Біоремедіація мікроорганізмами, водоростями, тваринами та рослинами	Вода	19	X	X	X	S	X	
17b		Ґрунт	18b	0	0	X	-	-	
18a	Фільтрація / поглинання / зберігання / накопичення мікроорганізмами, водоростями, рослинами, тваринами	Вода	17a	X	X	X	S	X	
18b		Ґрунт/геологічні шари		X	X	X	S	X	
19	Фільтрація / поглинання / зберігання / накопичення екосистемами (вода)			X	X	X	S	X	
20	Послаблення атмосферою, прісноводними та морськими екосистемами			X	-	X	C	-	
21	Медіація нюхових / шумових / візуальних впливів			0	0	X	S	X	M
22a	Mass stabilisation and control of erosion rates	Зсуви, снігові лавини і т.д.		X	-	0	SK	X	
22b		Ерозія	Вітрова	X	X	X	S	X	
22c			Водна	X	X	X	S	X	
23	Буферизація й ослаблення потоків маси (в річках)			0	0	X	S	-	M
24	Гідрологічний цикл і утримання потоків води			0	0	X	S	-	M
25a	Захист від повеней	Прибережних		X	-	-	S	X	1*
25b		Внутрішніх		X	X	X	S	X	
26	Захист від шторму			X	0	X	SC	-	1*
27	Вентиляція і транспірація		37b	X	0	SC	-		
28	Запилення і розповсюдження насіння			X	0	X	S	X	
29a	Підтримання популяцій і їх ареалів (лише для промислових видів)	Водні	Море	X	X	0	S	X	1*
29b			Внутрішні водойми	0	X	X	S	X	
29c		Наземні		0	-	X	S	-	
30	Контроль шкідників			0	0	X	S	X	
31	Контроль хвороб								
32	Процеси вивітрювання (особливо ґрунтова родючість)			X	X	X	S	X	
33	Процеси розкладання і фіксації		18b	0	0	X	-	-	
34	Хімічний стан прісних вод		17a	X	X	X	S	X	
35	Хімічний стан солоних вод			X	X	0	S	X	1*
36	Глобальне регулювання клімату шляхом скорочення концентрацій парникових газів			X	X	X	s	X	
37a	Мікро- і макрорегулювання клімату		Ландшафту		0	X	X	s	M
37b			Міського		X	X	X	s	X

Закінчення табл. 1.3.

1	2	3		4	5	6	7	8	9	10
38 а	Емпіричне використання рослин, тварин і наземних та водних ландшафтів різних параметрів навколишнього середовища	особистий простір			X	-	X	SC		
38 б		суспільний простір	Ландшафту		X	X	X	SC	X	3*
38 с			Міського	37b	X	X	X	SC	X	
39	Фізичне використання рослин, тварин і наземних та водних ландшафтів різних параметрів навколишнього середовища			38	X	X	X	SC	X	
40	Наукове				0	0	0	SC	-	I, D
41	Освітнє				0	0	0	SC	X	I, D
42	Спадщини, культурного			38b	X	X	X	SC	X	D
43	Розважальне				0	-	X	SC	-	D
44	Естетичне			38b	X	X	X	SC	X	M
45	Символічне значення				X	0	0	SC	X	D
46	Сакральне та/або релігійне значення				-	-	-	-	-	
47	Екзистенційне				X	X	X	s	X	2*
48	Насліддя			47	X	X	X	s	X	2*

Пояснення до табл. 1.3

Nr. :	Послідовний номер екосистемної послуги	
OC :	Перекриття / комбінація ідентифікаційного номера екосистемної послуги	
R :	Актуальність / значення для економіки / суспільства:	- : відсутня 0 : низька X : висока
E :	Загроза / дефіцит і необхідність державного втручання:	- : відсутня 0 : низька X : висока
A :	Просторова актуальність в Україні:	- : тільки в певних областях 0 : охоплює великі території X : по всій країні
SC :	Взаємодія і конфлікти з природоохоронними цілями:	- : відсутня / обмежена S : синергізм C : конфліктність
C :	Підходить для комунікації екосистемних послуг:	- : не дуже доречна X : підходить
P :	Проблеми, пов'язані з даними, моделюванням, нечіткістю визначень та ін.:	I : проблеми з даними M : проблеми моделювання D : проблеми визначення 1* : інші причини, див. нижче
	Повинні бути включені в перелік індикаторів (показників) екосистемних послуг	
	Повністю або частково покриваються екосистемною послугою, номер якої вказаний у стовпчику OC	
	Найбільш актуальні причини невключення	

Примітки:

- 1* – екосистемні послуги, які стосуються морів і узбережжя, не були розглянуті при розробці пропонованого набору показників;
- 2* – внутрішні та екзистенційні показники біоти і т.д., їх функції в якості джерела генетичного матеріалу не розглядалися в пропонованому наборі показників;
- 3* – всі три послуги, відмічені 3*, повністю або частково покриваються за рахунок індикатора «частка природних і напівприродних територій і малих структур в аграрному ландшафті»

Інтенсивне використання резервів послуги часто призводить до втрати біорізноманіття (МА-2005). Представлені показники послуги постачання в розумінні низки показників для імплементації Європейської стратегії збереження біорізноманіття може призвести до неправильного трактування їх як таких, що характеризують використання природи для сільськогосподарських, лісівницьких та рибальських цілей і є складовою стратегії збереження, яка передбачає активне природокористування на паритетних засадах зі збереженням біологічного різноманіття. Такого розуміння можна було б уникнути, вилучивши екосистемні послуги з питання реалізації Кроку 5. Альтернативним рішенням для наземних екосистем є представлення збереження сільськогосподарських і лісогосподарських земель за допомогою індикатора, що узагальнено вимірює потенціал для сільського та лісового господарства через оцінення ступеня змін в ненаселених районах. Ще однією альтернативою щодо послуг з постачання є використання інтенсивності експлуатації цих послуг замість власне послуг, або стресових чинників для біорізноманіття й інших екосистемних послуг, які виникли внаслідок їх використання. Такими показниками можуть бути, наприклад, надлишки нітратів у сільському господарстві, короткоротаційні сівозміни або селекція деревних рослин, орієнтована винятково на отримання прибутку.

У випадку прийняття рішення про вилучення показників екосистемних послуг постачання, незважаючи на наявність певних проблем, можна використовувати такі параметри:

- природна родючість орних ґрунтів як індикатор для внеску екосистеми у виробництво рослинницької продукції;
- частка луків і пасовищ у сільськогосподарських регіонах як субіндикатор для тваринництва;
- обсяги лісозаготівлі як індикатор для заготівлі та використання продукції лісу.

Також має бути розроблений показник (індикатор) внеску екосистем у кількісне постачання питної води і води для інших цілей

(поповнення ґрунтових вод). Варто зазначити, що в Україні існує проблема якості отриманої продукції, зокрема питної води, харчових продуктів та продукції лісового походження, зокрема, внаслідок сільськогосподарської діяльності, забруднення радіонуклідами та промисловими відходами.

З причини браку даних показники для таких видів діяльності як заготівля грибів і ягід, і комерційне і любительське рибальство в прісноводних екосистемах та виробництво риби в аквакультури не розроблені.

1.2.

СУЧАСНА РАДІОЛОГІЧНА ТА СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ, ЩО ПОСТРАЖДАЛИ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Радіаційне забруднення території Українського Полісся. Аварія на Чорнобильській АЕС за своїми масштабами не мала аналогів в історії людства. Її наслідки вплинули на екологічний стан всього Європейського континенту. Лише в Україні радіонуклідами було забруднено понад 5,4 млн га на території 74 районів 12 областей, де мешкало понад 3,2 млн осіб, серед них понад 600 тис. дітей. Щільність радіоактивних випадінь варіювала в широких межах: від безпечних до здатних викликати біологічні ефекти, загибель біоти і бути небезпечними для здоров'я людей.

Чи не найбільше від аварії на Чорнобильській АЕС постраждала територія Українського Полісся, для мешканців якого особливо важкими виявилися соціально-економічні наслідки катастрофи. Наслідки Чорнобильської аварії залишаються досить тяжкими для зони Полісся, особливо для північної її частини в межах Волинської, Житомирської, Рівненської та Чернігівської областей. Було встановлено, що основним дозоутворювальним радіонуклідом є ^{137}Cs , яким було забруднено близько 53,5 тис./км², зокрема понад 13 тис. км² сільськогосподарських угідь і 11,1 тис. км² лісів.

За результатами моніторингу радіоактивно забруднених земель було встановлено, що площа сільськогосподарських угідь із рівнем забруднення від 37 до 185 кБк/м² (1–5 Ки/км²) становила 865 тис га. Площа угідь з щільністю забруднення від 185 до

555 кБк/м² (5–15 Кі/км²) – 90 тис. га, з яких 50% припадало на луко-пасовищні угіддя. Регіон відрізняється високим рівнем антропогенного навантаження, вагомим промисловим потенціалом, високою щільністю населення та значною його зайнятістю у сільськогосподарському виробництві (понад 20% працюючого населення). Полісся загалом низькоурбанізоване. Сільськогосподарське виробництво тут є одним із основних секторів економіки. Регіон багатий різноманітними природними ресурсами, має великі потенційні можливості поліпшити як соціально-економічну, так і екологічну ситуацію. На жаль, аграрний сектор – найбільш природоємна галузь економіки – нині використовує лише третину свого потужного природно-ресурсного та виробничого потенціалу. До обробітку включено малопродуктивні угіддя, зокрема прируслові луки і пасовища та схилі землі. Житомирське Полісся за природними та кліматичними умовами є найбільш різноманітною зоною Центрального Полісся і займає 241 тис. км². Ґрунтовий покрив дуже строкатий. Тут зареєстровано 18 підтипів та близько 700 різновидів ґрунтів. Найпоширенішим типом ґрунту є дерново-підзолистий, придатний для вирощування зернових, технічних та кормових культур.

Проблемою, що потребує особливої уваги, є радіаційне забруднення території внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Чорнобильська катастрофа поставила низку нових і дуже складних питань. Її трагізм полягав у тому, що небезпечними для сільського населення стали молоко і м'ясо корів – продукти, які традиційно становили основу його життя. Навіть через 30 років після аварії це положення зберігається – 75–90% дози внутрішнього опромінення населення більшості регіонів Полісся (окрім густозаліснених відділених районів) зумовлені споживанням молока і молочних продуктів місцевого виробництва. Молоко неможливо надовго вилучити з дитячого раціону харчування, принаймі, наслідки такого кроку загальновідомі. Природні ландшафти регіону дають змогу одержувати значну частку товарної продукції, яка нерідко не відповідає діючим нормативам вмісту в ній радіонуклідів. Забезпечення населення, що проживає на радіоактивно забрудненій території, якісними, радіологічно безпечними харчовими продуктами, розвиток сільськогосподарського виробництва та відродження традиційних його галузей, створення нових робочих місць, розвиток продуктивних сил і відновлення ви-

робничої та соціальної інфраструктури, поліпшення стану довкілля – це лише основні з актуальних для Полісся питань, що потребують негайного комплексного вирішення [110].

За роки, що минули після аварії, стабілізувати роботу тваринництва, традиційної для регіону галузі сільського господарства, повністю так і не вдалося. Через великі затрати виробництво радіологічно чистого молока досі залишається збитковим. Після розпаювання земель для використання населенням було виділено відносно малородючі дерново-підзолисті і торфові ґрунти, призупинено проведення агротехнічних контрзаходів, що призвело до підвищення їх критичності і зростання надходження ¹³⁷Cs у рослини.

Продукція рослинництва, яку безпосередньо використовують у харчовому раціоні населення, представлена переважно городиною, хоча Полісся не є зоною, типовою для овочівництва. Зважаючи на значну площу органогенних ґрунтів у регіоні, вирощувана на них овочева продукція часто не відповідає вимогам чинних гігієнічних нормативів. Особливо це стосується коренеплодів та зеленної продукції [248]. Ситуація ускладнюється ще й тим, що у зв'язку зі скрутним фінансовим становищем та нехтуванням гігієнічних норм і правил місцеве населення активно споживає дикорослі гриби та ягоди, дичину, молоко.

Враховуючи фактичне завершення формування приватних сільськогосподарських землеволодінь як об'єктів власності, нині гостро постало питання формування екологічно стійких землеволодінь та землекористувань і на їхній основі створення високопродуктивних агроландшафтів, їх територіальної організації шляхом землеустрою нових саморегульованих агроформувань, стійких до деградаційних процесів.

Не останню роль в оптимізації використання агроландшафтів відіграє вдосконалення сільськогосподарського виробництва. Сучасні проблеми розвитку аграрного сектору економіки мають, безсумнівно, комплексний характер і можуть бути зрозумілими й розв'язаними з урахуванням ряду притаманних їм аспектів – соціальних, економічних та екологічних. Філософія збалансованого розвитку щодо проблеми сільськогосподарського використання земель визначається особливостями даної форми взаємовідносин соціуму з навколишнім природним середовищем і тими функціями, які виконує сільське господарство в суспільних процесах [157]. Проблема

збалансованого розвитку аграрного сектору економіки є наслідком багаторівневого конфлікту соціальних, економічних та екологічних цінностей, який загострився у перехідний період розвитку ринкових відносин і державотворення, недостатнього фінансування сільськогосподарства з боку держави, системної кризи, правового нігілізму тощо. Існуюча нормативно-правова база і ресурсне забезпечення галузі орієнтовані переважно на задоволення потреб людини. Все це істотно гальмує впровадження у нормативне поле і практику сільськогосподарської галузі ідей сталого розвитку, створюючи цілу низку дисбалансів.

Ефективність використання земельних ресурсів Українського Полісся значно нижча, ніж у середньому в Європі. Причиною є те, що нинішня система ведення сільськогосподарського виробництва і використання земельних ресурсів не відповідає вимогам збалансованого природокористування [250, 253]. Для цього регіону нині гостро постало питання продовольчої безпеки. З огляду на це вкрай актуальним є вивчення причинно-наслідкових зв'язків існуючих проблем та їх розв'язання на основі науково обґрунтованих комплексних і системних досліджень на засадах Еколого-економічних і соціальних інтересів.

Для забезпечення сталого розвитку Українського Полісся необхідно створити належні умови для ефективного сільгоспвиробництва. Аналіз використання природних ресурсів у аграрному виробництві свідчить, що в умовах домінування економічних інтересів над соціальними й екологічними та недосконалістю законодавства відбувається загострення екологічних проблем [92]. На жаль, в Україні досі не визначено головних пріоритетів стратегічного планування соціально-економічного розвитку постраждалого внаслідок Чорнобильської катастрофи регіону, передусім сільських територій, з одночасним обґрунтуванням механізмів розроблення та реалізації стратегії ведення сільського господарства на агроекологічній основі з урахуванням значної диференціації територій, для яких має бути розроблено індивідуальний стратегічний план [257].

В останні десятиліття питання продовольчої безпеки набуває дедалі більшого значення [259], особливо з огляду на те, що нині Україна стоїть перед проблемою екологічної та економічної кризи. Екологічні проблеми суспільства, як і більшість проблем, найбільш повно проявляються насамперед на регіональному рівні. Саме тут

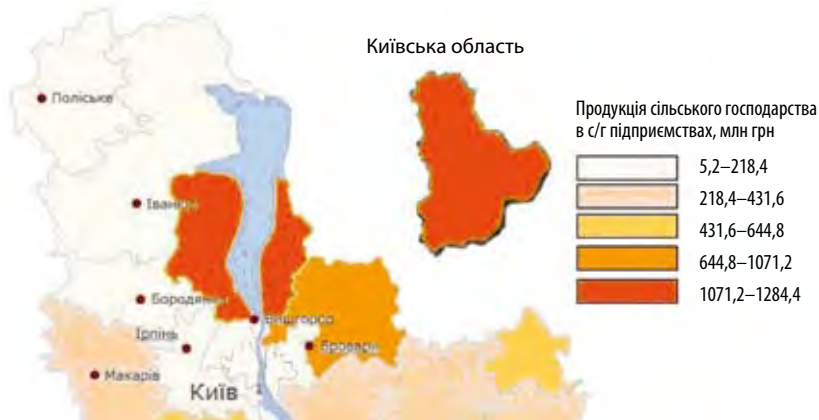


Рис. 3.4. Структура аграрного виробництва сільськогосподарськими підприємствами районів Київського Полісся

ставляться вимоги до екологізації виробництва і раціонального природокористування. Оскільки однією з головних галузей народного господарства нашої країни є сільське господарство, в сучасних умовах погіршення екологічної ситуації виникає необхідність детальнішого дослідження економічних і екологічних аспектів ефективності сільгоспвиробництва. Вкрай актуальним це питання є в умовах радіоактивного забруднення земель. Особливо гостро проблема продовольчої безпеки стоїть у Київській та Житомирській областях. І це попри те, що тут з 2001 р. спостерігається тенденція до зростання виробництва валової продукції сільського господарства (як продукції рослинництва, так і тваринництва). І якщо за характером структури сільського господарства регіону Київського Полісся можна стверджувати, що він деякою мірою використовує ринок м. Києва для нарощування виробництва аграрної продукції (рис. 3.4), то ситуація на Житомирщині дещо гірша. Однією з основних причин цього є радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь, що призвело до різкого скорочення аграрного виробництва в регіоні та отриманні сільськогосподарської продукції, яка не завжди відповідає діючим нормативам стосовно вмісту в ній радіонуклідів.

Полісся ще далеко від повної реалізації свого сільськогосподарського потенціалу. Це пов'язано з наслідками Чорнобильської катастрофи як екологічними, так і соціально-економічними. За виробни-

цтвом сільськогосподарської продукції найбільш радіоактивно забруднені райони займають одні з останніх місць в областях. Частка валової продукції як рослинництва, так і тваринництва сумарно за областями далека від доаварійної. Скажімо, валова продукція зернових і зернобобових, вироблених на території Полісся, становить менше 8% загальнодержавної, технічних культур – менше 7%. Однак високими є показники виробництва картоплі, овоче-баштанних та плодово-ягідних культур.

Якщо мова йде про тваринництво, то провідною його галуззю на території Полісся нині можна вважати птахівництво (особливо це стосується Київщини, де воно становить 67% обласного валового виробництва). Виробництво валової продукції скотарства та свинарства становить приблизно 20% загальнодержавного.

Сільськогосподарське виробництво в цьому регіоні є основним сектором економіки й основною сферою зайнятості населення. Проте попит на робочу силу та відповідно працевлаштування у сільському господарстві стабільно знижуються. Це пов'язано не лише з непопулярністю серед населення низькооплачуваної роботи в аграрній сфері на селі, але й зі зменшенням кількості робочих місць саме у рослинництві, адже зазвичай великі підприємства підвищують рівень автоматизації виробництва.

Особливістю економічного розвитку сільського соціуму регіону є зайнятість сільського населення у різних видах підприємницької діяльності на сільських територіях, ведення особистого підсобного господарства, поєднання різних видів зайнятості, безконтрольне використання природних благ для забезпечення якості життя. До основних чинників, які впливають на процес економічного розвитку сільських територій, належить стан розвитку сільської економіки в цілому. Не останню роль тут відіграє доступність для сільського населення наукових та інформаційних джерел, що дасть змогу підвищити активність впровадження результатів наукових розробок у сільське середовище [118–121, 124].

Досягти запланованого економічного і соціального розвитку поліського регіону донині так і не вдалося. Головною причиною стала неритмічна робота окремих підприємств переважно внаслідок:

- неконкурентоспроможності продукції;
- відсутності фінансування, проведення масштабної реструктуризації і перепрофілювання виробництва;

- відсутності власних обігових коштів;
- недостатньої забезпеченості сировиною відповідної якості;
- неповної завантаженості потужностей підприємств тощо [144].

Водночас великотоварним сільгосподарським підприємствам, незважаючи на всі труднощі, переважно вдається успішно проводити комплекс необхідних сільгоспробіт. Однак урожайність пшениці озимої та буряків цукрових становить у середньому всього 80,1 і 75,2% доаварійної відповідно. Водночас урожайність картоплі зросла на 25%, а овочів – у 18 разів. Зросло поголів'я птиці та виробництво яєць. Поголів'я свиней з 2000 р. відносно не змінилося, а поголів'я великої рогатої худоби та виробництво молока за цей самий період стабільно знижуються. Варго зазначити, що відбулося переорієнтування сільськогосподарського виробництва регіону. Традиційні для цієї території м'ясне скотарство, льонарство, хмелярство тощо занепали. За післяаварійні роки тваринництво Полісся переорієнтувало своє виробництво з м'ясного скотарства на птахівництво.

Виходячи з географії обсягів основних видів продукції тваринництва, маємо підстави стверджувати, що на території Полісся центрами інтенсифікації галузі щодо виробництва молока, м'яса та яєць стали великі міста, здебільшого обласні центри. Причому у структурі валового виробництва продукції тваринництва переважають сільськогосподарські підприємства, які значно збільшили свою частку за післяаварійний період. Це пояснюється передусім швидким ростом птахівництва та свинарства, які отримали поштовх від великих підприємств, що здійснили великі капітальні вкладення на створення птахофабрик і свинокомплексів, що й зайняли основну частку у валовому виробництві продукції.

Через високі витрати та низьку продуктивність худоби виробництво свинини та яловичини було і залишається збитковим. Виробництва м'яса птиці стало прибутковим лише у 2007 р.

Щодо продукції рослинництва, то тут також ситуація залишається невтішною. Зменшився також валовий збір зернових колових та буряків цукрових. Виробництво зернових культур та овочів на території Полісся помітно менше порівняно із середніми по державі. Виробництво ж картоплі коливається у середніх значеннях. Це зумовлює традиційно низький рівень рентабельності виробництва зернових та зернобобових культур, а також овочів відкритого ґрунту.

Безперечно, макроекономічні чинники дещо вплинули на скорочення обсягів виробництва, однак не останню роль у цьому відіграли недостатнє використання і таких внутрішніх резервів, як малозатратні та інтенсивні технології, використання сидератів, повноцінне лукопасовищне утримання худоби тощо. Тому грошові надходження від реалізації продукції часто не покривають затрати на її виробництво.

Загалом у регіоні простежується деяка тенденція до появи великих підприємств, які суттєво збільшують виробництво, створюючи виробничі комплекси сільськогосподарської продукції, зокрема тваринницьких галузей, орієнтованих переважно на ринок великих міст, що пояснює зростання з кожним роком у структурі сільськогосподарського виробництва частки сільськогосподарських підприємств. Однак варто зазначити, що сільське господарство приватного сектору розвивається дещо краще. Тут зросло поголів'я великої рогатої худоби, свиней, овець і кіз, збільшилося виробництво молока. Але таке незначне зростання не змогло компенсувати падіння обсягів виробництва у великотоварних господарствах.

За останні роки в Україні склалася надзвичайно складна політична та економічна ситуація. Відбувається системний соціально-економічний занепад переважної кількості сільських поселень, що підтверджується глибокою руйнацією віками сформованого сільського способу життя, остаточною втратою селом демографічно-відтворювального потенціалу, порушенням духовних і культурних надбань, прискореним вимиранням сільських поселень [11]. Розвиток сільських територій тісно пов'язаний з особливостями сільського господарства, яке є базовою галуззю для сільської місцевості. На сьогоднішній день цей розвиток формується під впливом процесів земельної та аграрної реформи, удосконалення ринкових відносин в економіці, нестачі бюджетних ресурсів, низького рівня доходів сільського населення, традиційних особливостей ведення господарства та проживання в сільській місцевості тощо. Відповідно розвиток сільських територій нині вирізняється загостренням низки проблем, що потребують якнайшвидшого розв'язання [291]. Серед таких проблем передусім є продовження погіршення демографічних процесів унаслідок складних соціальних та екологічних умов проживання на селі, низького рівня доходів сільського населення [239]. Аварія на ЧАЕС, безперечно, вплинула на перебіг соціально-економічних

процесів у районах і населених пунктах, які зазнали радіоактивного забруднення. Індикаторами соціально-демографічних змін можуть слугувати показники щільності, динаміки чисельності населення, сальдо міграційної рухомості, депопуляція, зростання рівня захворюваності населення тощо [133, 289]. Аналіз сучасної демографічної ситуації, а також її динаміки впродовж останніх років, свідчить про наявність в Україні поряд із соціально-економічними проблемами глибокої демографічної кризи [56, 165, 236]. Чорнобильська катастрофа прискорила і поглибила демографічну кризу в країні, спричинила погіршення стану здоров'я мільйонів постраждалих, соціально-психологічну напругу серед населення в зонах радіоактивного забруднення [174, 205, 241]. Унаслідок аварії порушився нормальний плин демографічних процесів, прискорилися та посилювалися негативні тенденції.

За таких умов економічна й екологічна складові мають розглядатися як інструменти реабілітації постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС регіонів. Нині ж ми спостерігаємо занепад аграрного сектору економіки регіону, високий рівень міграції сільського населення у міста. Погіршення соціально-економічних умов призводять до скорочення кількості населення, особливо сільського. Особливо інтенсивний цей процес скорочення населення на радіоактивно забруднених територіях порівняно із незабрудненими (рис. 3.5).

Стале скорочення населення характерне практично для всіх радіоактивно забруднених районів. Аналіз даних чисельності сільського населення Житомирської обл. у розрізі радіоактивно забруднених районів за 2011–2014 рр. підтвердив зменшення кількості сільського населення. Скажімо, у період 2011–2013 рр. у 14,7% загальної кількості сіл не зафіксовано жодного народженого, у 84,3% кількість померлих перевищувала кількість народжених. Більше половини сільських населених пунктів за чисельністю мешканців є малочисельними – до 200 жителів. Значна частка сіл має чисельність жителів до 50 осіб [183].

До 2011–2012 рр. для майже всього Полісся був характерний від'ємний приріст населення, однак з 2012 р. подекуди прослідковується тенденція до його зростання. Це відбувається переважно завдяки зростанню міграційного приросту до великих міст, особливо Києва. Для регіону характерний високий рівень трудової міграції населення в інші регіони і великі міста областей, України та за кордон,

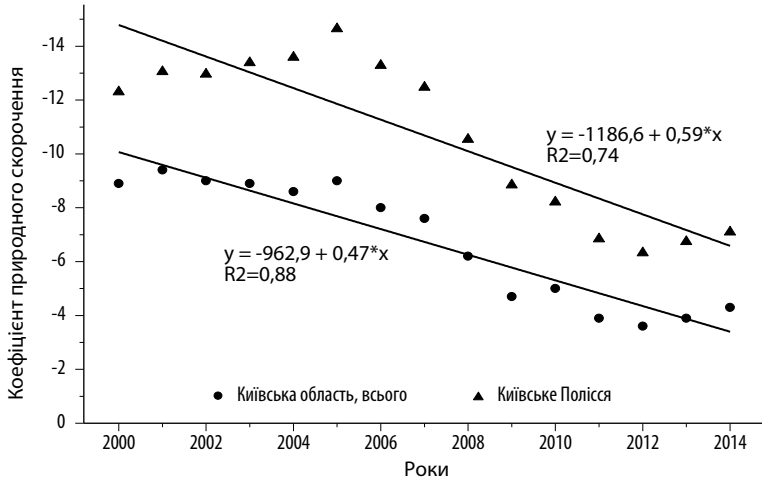


Рис. 3.5. Порівняння динаміки коефіцієнта природного скорочення населення Київського Полісся та Київської області загалом

який зумовлений відсутністю суб'єктів господарювання: у 44% сіл відсутні будь-які суб'єкти господарювання, тобто селянам працювати ніде, особливо молоді, і вони змушені шукати роботу за межами області [57]. Великий міграційний потік зумовлений відсутністю соціальної інфраструктури: транспортного сполучення немає у 26,6% сіл. Найістотношою рисою вікового складу населення поліського регіону є його старіння, тобто зростання серед усього населення частки людей старших вікових груп. Знову ж таки, найстарішим є населення найбільш радіоактивно забруднених районів [282].

Таким чином, для сучасної демографічної ситуації на Поліссі України характерні:

- різке зменшення народжуваності, збільшення смертності і відсутність природного приросту;
- старіння населення, збільшення «навантаження» на працездатну його частину;
- скорочення тривалості життя як чоловіків, так і жінок;
- погіршення здоров'я населення;
- інтенсифікація міграційних процесів, вплив яких на демографічні та соціально-економічні показники суперечливий і нерідко негативний.

Описуючи соціальні особливості Українського Полісся, неможливо не згадати про споживчий кошик. Для малозабезпечених мешканців сільських населених пунктів Полісся, віддалених від районних центрів, простежується зростання споживання овочів і скорочується споживання м'яса та м'ясопродуктів. Аналіз споживчого кошику місцевого сільського населення свідчить, що у раціоні харчування частка городини власного виробництва (картопля та овочі) переважає таку продукції тваринництва (м'ясо, молоко). У споживчому кошику зростає частка продуктів лісового походження. Особливо це характерно для населених пунктів півночі регіону. Така ситуація пояснюється скрутним матеріальним становищем місцевих мешканців. Забезпеченість сільського населення городиною з власного підсобного господарства становить близько 77%. Жителі сіл, особливо віддалених, практично повністю забезпечують свої потреби в городині, а жителі селищ та міст мають для цього менші можливості [258].

Місцева сільськогосподарська продукція виробляється з порушеннями рекомендованих агротехнічних та агрохімічних прийомів, а радіаційний контроль цієї продукції практично відсутній. Тому тут і нині трапляються непоодинокі випадки, коли питома активність ^{137}Cs у харчових продуктах, передусім тих, що виробляють в особистих підсобних і фермерських господарствах населення, перевищує чинні гігієнічні нормативи, а доза опромінення місцевих мешканців може наблизитися до 5 мЗв/рік [11, 73, 78].

Варто зауважити, що найпоширеніші в зоні Полісся дерново-підзолисті ґрунти, які як правило є орними, також були забруднені радіонуклідами. Рівень небезпеки переходу радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію значно коливався залежно від фізико-хімічних параметрів ґрунтів, кислотності та вмісту біогенних елементів, особливо калію.

Висока щільність радіоактивного забруднення та значні ризики надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію на забруднених територіях обмежили чи навіть унеможливили виробництво і використання сільськогосподарської продукції. Тому небезпечні радіоактивно забруднені землі було виведено з господарського використання.

Особливо небезпечним у цьому сенсі стало забруднення ґрунтів біологічно активним ^{137}Cs . Цей елемент має властивості мігрувати в системі: «ґрунт–рослини–тварини–людина». Ситуація загострюва-

Таблиця 1.4 Зміна активності основних дозоутворюючих радіонуклідів з часом після аварії на ЧАЕС за рахунок природного розпаду [240]

Радіонукліди	Період напіврозпаду, роки	Зміна активності
⁹⁰ Sr	29	Зменшилася в 1,93 раза
¹³⁷ Cs	30	Зменшилася в 1,83 раза

лася тим, що ¹³⁷Cs є довгоживучим радіонуклідом, що в комплексі й зумовило необхідність виведення з сільськогосподарського використання угідь, зокрема орних земель, залежно від щільності їх забруднення. Але з часом у віддалений післяаварійний період забруднення ¹³⁷Cs як ґрунтів природних екосистем, так і агроекосистем з 1989 р. знизилася майже вдвічі. В основному це зменшення відбулося внаслідок природного фізичного розпаду переважної кількості радіонуклідів (табл. 1.4).

Важливу роль в очищенні площ від радіонуклідів відіграє інтенсивність їх вертикальної і горизонтальної міграції і особливо перерозподілу з верхнього шару ґрунту у більш глибокі горизонти. Виявилася, що ґрунт є потужним природним сорбентом. Сорбція радіонуклідів ґрунтом має важливе значення для подальшої їх поведінки у біоценозі. Завдяки цьому процесу значно сповільнюються процеси переміщення радіонуклідів по профілю ґрунту, а також інтенсивність та кількість їх надходження в рослини.

Одним із основних чинників, що визначають поведінку радіонуклідів у ґрунті, є наявність у ньому органічних речовин, зокрема гумінових кислот, до складу яких входить до 70% усього органічного вуглецю ґрунту. Гумінові та фульвокислоти здатні створювати з елементами, зокрема і радіонуклідами, комплексні сполуки різної жорсткості [213].

Для кількісного визначення процесу переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини використовують коефіцієнт накопичення (КН), який дорівнює відношенню питомої активності радіонуклідів у рослинах і в ґрунті (Бк/кг сухої маси). За рекомендацією міжнародної спілки радіоекологів, для злакових культур використовують активність радіонукліду у шарі ґрунту 0–10 см, а для решти культур з більш глибокою кореневою системою – у шарі ґрунту 0–20 см.

Результатом проведених численних досліджень стало вставлення прийомів блокування переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, до яких належать:

- вапнування кислих ґрунтів;
- застосування підвищених норм органічних, калійних і фосфорних добрив;
- за рахунок підтримання бездефіцитного балансу біогенних елементів в агроecosистемах накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr в продуктивних органах сільськогосподарських культур зменшується у декілька разів (табл. 1.5).

Ці прийоми добре зарекомендували себе в умовах Полісся на бідних кислих ґрунтах [55, 237].

Таблиця 1.5. Кратність зменшення активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у продукції рослинництва завдяки застосуванню контрзаходів [76, 163]

Контрзахід	Кратність зменшення активності	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Вапнування кислих ґрунтів	1,5–4,0	1,5–2,5
Внесення у ґрунт добрив:		
калійних	2,0–4,0	1,5–2,0
фосфорних	1,5–2,0	1,5–2,5

Узагальнена закономірність зниження щільності радіоактивного забруднення земель у зоні Полісся за період 1986–2015 рр. за умови вихідного рівня $15 \text{ Ки}/\text{км}^2$ представлена на рис. 1.6 за даними Б.С. Прістера, І.М. Гудкова, В.П. Ландіна, О.І. Дутова, В.А. Проневича.

Отже, на фоні природного зниження радіонуклідного забруднення земель у віддалений післяаварійний період при відтворенні агроecологічних функцій ґрунтів відбувається, з одного боку, додаткове блокування радіонуклідів у ґрунтовому поглинальному комплексі, а з другого – їх закріплення у кристалічній решітці ґрунтових мінералів. Внаслідок цього коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту у рослини сумарно значно зменшується.

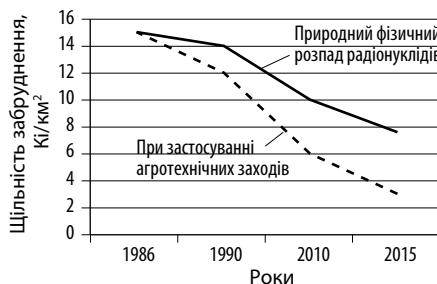


Рис. 1.6. Загальна закономірність зниження щільності радіоактивного забруднення земель за період 1986–2015 рр. завдяки фізичному розпаду радіонуклідів та їх блокування агротехнічними заходами

На територіях з радіоактивно забрудненими землями, де ситуація ускладнюється необхідністю впровадження додаткових технологічних заходів із гарантованого отримання безпечної продукції, також необхідним сучасним інструментом формування екологічно сталих та економічно ефективних систем аграрного виробництва є імітаційне моделювання. Результатом його застосування є підготовка близьких до оптимальних стратегічних управлінських рішень для реального втілення у практику запланованої моделі виробництва із системним урахуванням природно-ресурсного потенціалу території відповідно до адаптованої галузевої структури та стосовно очікуваного рівня ресурсного забезпечення. Для впровадження ефективних систем ведення господарської діяльності потрібно розробити Еколого-економічний механізм державної підтримки їх створення і подальшого функціонування (табл. 1.6).

Здійснюється цеу разі надання суб'єктами господарювання податкових і кредитних пільг. Актуальною також є організація ведення агроекологічного моніторингу використання цих земель, зокрема в частині відтворення агроекологічних функцій ґрунтів, а також контролю якості отриманої продукції [6, 247].

На основі результатів досліджень, проведених у ННЦ «Інститут землеробства НААН» П.І. Витриховським і О.О. Ступенка розроб-

Таблиця 1.6. Еколого-економічний механізм формування збалансованого сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених землях зони Полісся у віддалений післязаварійний період

Науково обґрунтовані програми та моніторинг	Регуляторна політика
	Впровадження ефективних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунтів
Розробка механізмів надання податкових і кредитних пільг землекористувачам, які здійснюють заходи з відтворення агроекологічних функцій та їх звільнення від земельного податку	Розробка державних і регіональних концепцій з відтворення агроекологічних функцій земель та формування безпечного аграрного виробництва
Розробка механізмів економічних санкцій за виробництво неякісної продукції внаслідок не запровадження заходів з відтворення агроекологічних функцій ґрунтів	Система агроекологічного моніторингу використання земель повернутих у виробництво

лено оцінку ґрунтового покриву на радіоактивно забруднених землях зони Полісся та виділено такі внутрішньогосподарські агрови-робничі групи земель:

- група 1 – дуже забруднені (понад 15 Кі/км², на таких землях виробництво сільськогосподарської продукції і перебування людей заборонені);
- група 2 – торфовища, торфо-болотні ґрунти, болота перезволожені і періодично затоплювані землі;
- група 3 – дерново-підзолисті, супіщані та піщані ґрунти з рівнем забруднення до 15 Кі/км² за ¹³⁷Cs (їх включено у кормові і польові сівозміни, в яких можна вирощувати всі культури, крім люпину жовтого, такі ґрунти потребують вапнування й удобрення);
- група 4 – це забруднені до 15 Кі/км² чорноземи та інші типи ґрунтів із суглинковим гранулометричним складом (ґрунти потребують меліоративних заходів безпеки високим умістом доступного фосфору, обмінного калію, близькою до нейтральної реакції ґрунту) [41].

Отже, залежно від типу ґрунту і біологічних особливостей рослин навіть у зоні безумовного відселення можливо отримувати радіологічно безпечно сільськогосподарську продукцію.

Таким чином, наслідки Чорнобильської аварії і нині є доволі тяжкими для зони Полісся. Залишається високим ризик радіоактивного забруднення природної і сільськогосподарської продукції. Поряд із тим аграрне виробництво є невід’ємною складовою регіону, зокрема на територіях, забруднених радіонуклідами, де нині відбувається хаотичне і безконтрольне використання земель для вирощування сільськогосподарських культур. Отже, у віддалений післяаварійний період створюються умови для повернення частини цих земель у сільськогосподарське використання, передусім із дерново-підзолистими ґрунтами, безпечного ведення господарської діяльності та отримання якісної сільськогосподарської продукції.

За 30 років, що минули після аварії на ЧАЕС, радіаційний стан забруднених територій значно поліпшився. Суттєві корективи у структурі розподілу радіонуклідів ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr на території України можна спостерігати на сучасних мапах радіоактивного забруднення. Питома активність речовин, що потрапили у довкілля, зменшилася приблизно у 200 разів, а та радіоактивність, що залишилася на земній поверхні за межами промислового майданчика ЧАЕС, більше

ніж на 85% представлена ^{137}Cs , майже 10% – ^{90}Sr , решта – трансуранові елементи, переважна частка з яких належить ^{241}Pu . Цьому сприяли як природні процеси (автореабілітація ґрунтів; обмінне та необмінне закріплення радіонуклідів ґрунтово–поглинальним комплексом за рахунок адсорбції, хімічного зв'язування, оклюзії колоїдами, ізоморфного заміщення металів у кристалічній решітці глинистих мінералів тощо), так і антропогенна діяльність (виконання дезактиваційних робіт; здійснення заходів щодо запобігання винесення радіонуклідів за межі Зони відчуження; мінімізація наслідків аварії у сільськогосподарському виробництві; заходи, спрямовані на зниження рівнів опромінення населення забруднених територій тощо) [16, 59, 97, 192, 204].

Щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs північних районів Українського Полісся становить 100 кБк/м² і більше. У Чернігівській області щільність забруднення ^{137}Cs до 37 кБк/м² спостерігається на 96% сільськогосподарських угідь, 37–185 кБк/м² – на 4%. У Рівненській та Волинській областях найбільшої шкоди зазнали північні райони, де щільність забруднення до 37 кБк/м² простежується на 46% земель, 37–185 кБк/м² – на 50, вище 185 кБк/м² – на 4, у Житомирській до 37 кБк/м² – на 90, від 37 кБк/м² до 185 кБк/м² – 8, понад 185 кБк/м² – на 2 і Київській – на 86, 10 і 4 відповідно. Ґрунтово-кліматичні умови зумовлюють інтенсивний перехід ^{137}Cs з ґрунту в сільськогосподарські рослини. І досі спостерігаються перевищення встановлених загальнодержавними санітарно-гігієнічним нормам (ДР-2006) рівнів вмісту ^{137}Cs в овочевій продукції. Особливо ця проблема стосується приватних господарств. Натомість, саме у приватному секторі найважче налагодити радіологічний контроль і застосувати контрзаходи [203].

Ситуація ускладнюється ще й тим, що вже понад 20 років на присадибних ділянках не проводилося вапнування ґрунтів, не вносилися органічні, фосфорні і калійні добрива – комплексне агрохімічне окультурювання полів. Винятком є лише деякі фермерські господарства, в яких на сьогодні виробляється лише 20% сільськогосподарської продукції. Значна зміна структури землекористування призвела до того, що нині практично всю овочеву продукцію вирощують на присадибних ділянках, де переважають бідні і «критичні», з точки зору накопичення РН, дерново-підзолисті та торфово–болотні ґрунти [187].

Інтенсивність надходження радіоактивних елементів у рослини визначають їх біологічними особливостями, агрохімічними характеристиками ґрунту, фізико-хімічними властивостями поливної води, метеорологічними умовами тощо. Основними чинниками впливу на надходження радіонуклідів до рослин кореневим шляхом є щільність забруднення ґрунту (прямопропорційно), тип ґрунту (до 130 разів) та його агрохімічні властивості (до 6 разів), біологічні особливості рослин (до 50 разів), їхні сортові розходження (до 10 разів); з поливної води – клас води, мінералізація, температура води, спосіб та інтенсивність зрошення, активність радіонуклідів у воді [54, 191, 193, 197, 278].

Одним із чинників, які визначають рівень забруднення ^{137}Cs сільгосппродукції, є співвідношення його фізико-хімічних форм у ґрунті та розподіл за ґрунтовим профілем. Дослідження [175] показали, що 85% ^{137}Cs перебуває у фіксованій і лише 12% – у водорозчинній та обмінній формах, що є доступними для рослин (табл. 1.7).

Установлено, що 80–90% ^{137}Cs знаходиться в орному шарі ґрунту 0–30 см (рис. 1.7), хоча співвідношення може дещо змінюватися за роками залежно від особливостей обробітку ґрунту та погодних умов.

Таким чином, природно-кліматичні умови Українського Полісся є сприятливими для інтенсивного надходження радіонуклідів у

Таблиця 1.7. Вміст фізико-хімічних форм ^{137}Cs у шарі дерново-підзолистого ґрунту у віддалений період після радіоактивних (0–30 см випадінь $n = 5$, $M \pm m$)

Форма ^{137}Cs	Вміст, % загального
Фіксована	85±10
Обмінна	6,6±0,25
Водорозчинна	5,2±0,14
Кислоторозчинна	3,2±0,25

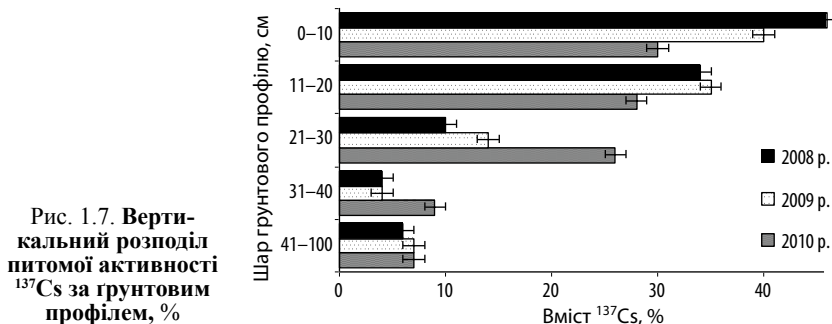


Рис. 1.7. Вертикальний розподіл питомої активності ^{137}Cs за ґрунтовим профілем, %

рослини. Радіологічна характеристика цієї території дає підстави стверджувати, що небезпека отримання сільськогосподарської продукції, вміст радіонуклідів у якій перевищує діючі гігієнічні нормативи, буде існувати ще протягом тривалого часу.

Більшу частину зони радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи займають як природні, так і напівприродні екосистеми та інтегровані в них угіддя приватних підсобних господарств (ППГ). Сучасні дані свідчать, що їх внесок у формування доз опромінення населення зростає через продукти харчування з особистих господарств та від споживання продуктів лісу. Останні мають широкий діапазон значень радіоактивного забруднення, що і спричиняє відповідний розподіл радіаційних навантажень на населення [264].

Тісне співіснування населення Полісся з оточуючими лісами, луками та болотами призводить до формування напруженої радіоекологічної ситуації навіть за низької щільності радіонуклідного забруднення ґрунтів. Лісові та лугові екосистеми впливають на ППГ через такі чинники, як дрова, лісова підстилка, гній та попіл, які є джерелом радіаційного забруднення внаслідок його горизонтального перенесення.

Аналіз досліджень дає підстави для акцентування особливої уваги на веденні ППГ в зонах ризику, де існує загроза повторного забруднення трофічних ланцюгів ^{137}Cs через вплив прилеглих до поселень лісових екосистем. Підтвердженням небезпечних тенденцій накопичення радіонуклідів у лісових екосистемах та прилеглих до лісу присадибних ділянках є дані досліджень [272]. Існуючі математичні моделі міграції радіонуклідів харчовими ланцюгами [270] дають змогу отримувати кількісну оцінку та довгостроковий прогноз динаміки радіоекологічного стану територій, забруднених радіонуклідами. Добре адаптовані моделі дають можливість уникнути затратних експериментальних методів моніторингу навколишнього природного середовища. Успіхи математичної радіоекології зумовлені, передусім, можливістю порівнювати результати моделювання з реальними даними майже у кожному методологічно важливому та значущому компартменті екосистеми. Це, своєю чергою, дає можливість верифікувати не лише модель, а й уявлення [88] про шляхи міграції радіонуклідів у навколишньому природному середовищі, що розширює сферу застосування апробованих моделей та підходів

до моделювання, дозволяючи використовувати їх для дослідження поведінки інших макро- і мікроелементів у штучних та природних екосистемах.

Істотну роль в Українському Поліссі відіграють так звані критичні екосистеми – урочища з характерними високими коефіцієнтами переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини. Це переважно пасовища і лісові екосистеми – джерело особливо забруднених радіонуклідами компонентів раціону (молоко, гриби та ягоди) та палива, яке використовують як добриво (попіл, зола). Цей вид перенесення радіоактивного забруднення з однієї екосистеми до іншої, стимульований діяльністю людини, є регіональною особливістю побуту населення Українського Полісся і до цього часу не враховувався при математичному моделюванні міграції радіонуклідів.

Аналіз радіоекологічної ситуації в регіоні вказує на можливість її погіршення для деяких сільських населених пунктів Волинської, Рівненської та північної частини Житомирської областей. Так, при низьких середніх показниках, які характеризують радіоекологічну ситуацію у певних населених пунктах, існує постійна ймовірність перевищення допустимих рівнів забруднення радіонуклідами кормів для худоби, птиці, а відтак, тваринницької продукції у приватному секторі (де на практиці найважче налагодити радіологічний контроль), а також значної частини продуктів лісового походження (дикорослих грибів, ягід тощо). Особливо важливу роль при цьому відіграють лісові урочища, які використовуються як пасовища для приватної великої рогатої худоби та сіножаті для заготівлі сіна. Лучні та болотні екосистеми також можна вважати критичними, тобто такими, які в поточних умовах можуть бути суттєвим джерелом радіонуклідного забруднення рослинної та тваринної продукції. Під чинниками, які зумовлюють критичність екосистем і території, слід розуміти ландшафтні характеристики екосистем, рівні забруднення, фізико-хімічні та механічні характеристики ґрунтів, ступінь їх зволоженості, а також соціально-економічні умови проживання населення на певній території.

Погіршення радіоекологічної ситуації на Поліссі зумовлене насамперед типом і агрохімічними характеристиками ґрунтів та їх надмірною зволоженістю. Навіть за короткочасного підвищення рівнів ґрунтових вод на Волині простежується помітне зростання накопичення ¹³⁷Cs у рослинах, молоці, а отже, і в організмі людини.

Як свідчать результати дослідження наслідків Чорнобильської катастрофи, природне очищення забруднених лісів відбувається доволі повільно. З лісової екосистеми, без урахування штучних заходів очищення та природного розпаду ^{137}Cs , виноситься близько 1% радіонуклідів у рік. Тому, вочевидь, наслідки Чорнобильської катастрофи ще довго будуть небезпечними для живих організмів, і в такій ситуації важливо оцінити радіологічні ризики для населення приватного сектору, яке мешкає поблизу або в оточенні лісів [255].

Варто зауважити, що в умовах Українського Полісся важлива роль у перерозподілі ^{137}Cs належить деревині, оскільки вона може утримувати значну кількість радіонуклідів у своїй біомасі, а також бути транспортною артерією для їхньої міграції. Більша частина ^{137}Cs адсорбується із ґрунту впродовж вегетаційного періоду, хоча щороку повертається на поверхню ґрунту з опалим листям і стає недоступною для поглинання кореневою системою рослин упродовж відносно тривалого часу. Внутрішнє переміщення ^{137}Cs органами рослини пов'язане з особливостями кругообігу мінеральних речовин у багаторічних рослинах.

Слід також зауважити, що на постраждалих внаслідок Чорнобильської аварії територіях Українського Полісся, поряд із вертикальним забрудненням екосистеми у присадибних ділянках, відбувається горизонтальна міграція радіонуклідів внаслідок внесення у ґрунт гною та попелу. Оцінювання радіаційного забруднення присадибних ділянок і вирощених на них продуктів можна здійснювати у разі визначення коефіцієнтів переходу (співвідношення питомої активності радіонукліду в сухій масі рослини, Бк/кг, поверхневого забруднення, Бк/м²) та накопичення (співвідношення питомої активності радіонукліду в сухій масі рослини, Бк/кг, до питомої активності радіонуклідів у сухій масі ґрунту під цією рослиною, Бк/кг).

Визначення забруднення окремої культури, значення забруднення залежно від сезону, інтенсивність та рівень переходу радіонуклідів у тваринницьку продукцію, а відтак такої їх накопичення в людському організмі можна здійснювати за допомогою системи ECOMODEL, розробленою колективом науковців Інституту агроекології і природокористування НААН [50]. Спостереження за низкою присадибних ділянок і виведені із загальних даних середні значення вказують на невтїшну динаміку концентрації ^{137}Cs практично у всіх видах сільськогосподарської продукції з присадибних ділянок та лісових екосистем.

Проведені експериментальні і модельні дослідження поведінки радіонуклідів у просторі та часі дають дуже наближене уявлення про їхню поведінку й її передбачення. Це пов'язано з тим, що деякі параметри досліджуваного середовища мають, переважно, випадковий характер.

Крім надходження значної кількості радіонуклідів до організму людини з молоком та овочевою продукцією, існують інші шляхи забруднення. Для досліджуваного регіону характерним є помітний вплив на формування дози внутрішнього опромінення місцевих мешканців лісових харчових продуктів, передусім дикорослих грибів та ягід. Результати численних досліджень показали, що збирання так званих дарів лісу є невід'ємною складовою життя населення регіону. З отриманих даних та матеріалів опитування можна побачити, що для регіону характерні доволі високі рівні споживання грибів у раціоні харчування людей. Обсяг денного споживання грибів для місцевих мешканців може сягати 8–20 г/день і більше. При помітних рівнях радіоактивного забруднення грибів це формує доволі значне надходження забруднювачів до організму. Зокрема, питома активність ^{137}Cs у грибах за видами становить для білих грибів 500–8000 Бк/кг, лисичок 200–1000, зелениць 1000–12000 Бк/кг. Водночас діапазон забруднення ^{137}Cs усіх видів грибів становить 500–35000 Бк/кг (суха маса). Рівні забруднення чорниці коливаються в межах 100–1400 Бк/кг.

За оцінкою науковців Інституту, споживання дикорослих грибів та ягід може призводити до збільшення індивідуальної дози внутрішнього опромінення в середньому на 20 %, проте є багато сімей, де цей показник у рази більший.

Важливою, з погляду дозиметрії, є та обставина, що практично 50–80% усього збору грибів на території вивозиться (приблизно 200 т/сезон, переважно це білі гриби та лисички). Водночас інші гриби – зелениці майже не вивозять, а використовують для харчування місцевими мешканцями. Було виявлено, що в деяких сім'ях майже весь рівень дози внутрішнього опромінення людей формується внаслідок споживання гриба зелениці. Так, у сім'ї Каган (с. Серхів, Маневицький р-н, Волинська обл.) виміри ЛВЛ показали, що питома активність ^{137}Cs в організмах дітей становила 4 і 8 кБк, дорослих – 19, 34, 35 кБк відповідно. Радіологічна перевірка решти харчових продуктів сім'ї показала, що всі вони були майже

«чисті» в радіологічному сенсі. Це означало, що вся доза формується через живання грибів зелениць. Вимірювання рівня забруднення ^{137}Cs свіжих грибів зелениць за допомогою РУГ-1 встановило, що питома активність радіонуклідів у них становила 12 кБк/кг. Очевидно, що саме внесок грибів у раціон харчування цієї сім'ї формує помітну дозу внутрішнього опромінення 1–2 м³/рік (за результатами ЛВЛ-вимірювання). Додатковий внесок у формування дози населення формує також споживання дикорослих ягід, зокрема чорниці та журавлини.

Відомо, що у середньому із денного раціону годівлі великої рогатої худоби близько 1% радіонуклідів надходить у молоко і 4% – у м'ясо. Решта радіонуклідів потрапляє у гній та перегній. Очевидно, що 2–5 т/рік гною, який отримується від одиниці великої рогатої худоби, вносять як органічні добрива на ППД, переважно під картоплю. Зрозуміло, що таке внесення гною призводить до додаткового повторного забруднення ґрунтів радіонуклідами.

Отже, для території Українського Полісся характерний значний вторинний потік радіонуклідів із забруднених пасовищ до міст та на присадибні ділянки людей. Для Волинського регіону, де основний внесок у дозоутворення формують пасовища, вторинний додатковий потік радіонуклідів до людини через городню продукцію потребує обов'язкового урахування.

Як свідчать дані досліджень, фактична кратність збільшення забруднення радіонуклідами ґрунтів приватних підсобних господарств порівняно з ділянками де гній не вносився, коливається у межах 1,07–9,8 раз. Це свідчить про істотний додатковий потік радіонуклідів з пасовищ та сіножатей на присадибні ділянки.

Встановлено, що радіонуклідне забруднення деревини для палива на Волині становить усередньому 30–80 Бк/кг. Однак у ППГ використовують значні кількості деревини – близько 20–30 м³/рік. Попіл з груб та печей (200–300 кг/рік) зазвичай вносять на городи і сіножати як добрива.

Вимірювання радіоактивності попелу показали, що питома активність в ньому ^{137}Cs становить у середньому 1–6 кБк/кг. За цих умов внесення попелу на сіножати спричиняє надходження додаткового забруднення сільгоспугідь від 0,06 до 0,8 Кі/км². Це, своєю чергою, призводить до формування додаткової питомої активності ^{137}Cs у ґрунті у 3–4%, що за 10–12 років може підвищити рівень за-

бруднення сіножатей у 1,5 раза. Цей показник слід враховувати при аналізованні та комплексному оцінюванні радіоекологічної ситуації у регіонах, постраждалих внаслідок радіонуклідного забруднення.

Загалом перший потік радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs , до організму людини (у середньому до 40% загальної дози опромінення) формується на пасовищах і через продукти тваринництва надходить до людини. Другий (до 20%) – у разі споживання овочевих культур та картоплі. Третій потік пов'язаний із вживанням забруднених РН продуктів лісу – грибів, лісових ягід [122, 263, 271]. Це співвідношення дещо варіює залежно від особливостей раціону харчування та рівня забруднення продукції як за областями, так і за окремими населеними пунктами.

Виробляють рослинницьку і тваринницьку продукцію у Поліській зоні України з урахуванням негативної загальнодержавної економічної ситуації і Чорнобильської катастрофи. За даними Держкомстату, посівні площі скоротилися на 457 тис. га, тобто на 5,1%, у тому числі в Житомирській обл. – на 112 (8,5%), Київській – на 166 (7,8%), Волинській – на 55 (3,6%), Чернігівській – на 93 тис. га (5,9%) [262].

Під час аналізування радіаційної ситуації в агропромисловому виробництві неодноразово підкреслювалося, що, починаючи із середини 90-х років минулого століття, виробництво радіоактивно забрудненої сільськогосподарської продукції у великих сільськогосподарських підприємствах було фактично припинене [3, 199, 207]. Поряд з тим, внаслідок аграрної реформи відбулося розукрупнення сільськогосподарських підприємств, створення на їх базі великої кількості дрібнотоварних господарств різної форми господарювання. Зросли і площі критичних земельних угідь, які використовують у виробництві сільськогосподарської продукції особистими підсобними господарствами (ОПГ). Внесок дрібнотоварних господарств у загальний обсяг виробництва продукції рослинництва (особливо овочів і картоплі) і тваринництва (передусім молока і м'яса) значно зріс. Водночас нездатність цих господарств в окремих випадках забезпечити оптимальну кормову базу в тваринництві, випас великої рогатої худоби на природних угіддях, лісових пасовищах, заплавах річок, а в землеробстві – використання критичних у радіаційному розумінні земель, порушення рекомендованих заходів з підтримання і поновлення родючості ґрунтів (стосовно внесення мінеральних



Рис. 1.8. Походження сільськогосподарської продукції, вміст ^{137}Cs в якій перевищує ДР–2006

і органічних добрив, забезпечення оптимальної кислотності ґрунту, додержання сівозмін тощо) зумовлює збільшення обсягів виробництва радіоактивно забрудненої сільськогосподарської продукції саме цими підприємствами.

Аналіз походження сільськогосподарської продукції, питома активність ^{137}Cs , в якій перевищує чинні гігієнічні нормативи, свідчить, що найкритичнішими у цьому випадку продовжують залишатися ОПГ населення (рис. 1.8). Саме тут зареєстровано 82% зразків молока і 88% м'яса, питома активність радіонуклідів в яких перевищував ДР–2006. Значний «внесок» ОПГ в отримання невідповід-

ної за радіологічними показниками продукції збільшувався у посушливі роки, коли сіно для корів заготовляли в лісах і на болотах.

Деяко іншу закономірність виявлено в походженні забрудненої рослинницької продукції. Нині в Поліському регіоні поширене її вирощування на критичних з погляду інтенсивності міграції радіонуклідів органогенних ґрунтах. У цій ситуації внесок фермерських господарств у структуру виробництва радіоактивно забрудненої продукції значно більший і становить 38% усіх зразків картоплі і 27% овочів (капуста, буряк столовий, морква). Це пояснюється розпаюванням відносно малородючих, критичних у радіаційному розумінні земель, а також екстенсивним шляхом розвитку рослинництва, недотриманням відповідних рекомендацій з ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забрудненій території тощо.

Водночас еревищення чинних гігієнічних нормативів питомої активності радіонуклідів у продукції, що виробляється в крупнотоварних господарствах, зареєстровано не було.

Отже, нині при проведенні радіаційного контролю слід приділяти особливу увагу особистим підсобним господарствам населення і дрібнотоварним фермерським господарствам. Саме вони на сьогодні є основними виробниками окремих видів сільськогосподарської продукції, які належать до критичної з точки зору чинних гігієнічних нормативів ДР–2006.

У загальній кількості забрудненої продукції відбувається зростання внеску групи «дарів лісу» за відповідного зменшення кількості забруднених сільськогосподарських зразків, питома активність радіонуклідів у яких перевищує нормативи (рис. 1.9.).

Зазначена тенденція характерна для більшості областей Українського Полісся (окрім Волинської, Рівненської та частини Чернігівської і Київської областей) і дає підстави припустити, що з часом саме лісова продукція за ступенем критичності займатиме визначальну позицію, і стане основним джерелом подальшого тривалого опромінення населення. Але відбуватиметься це не тому, що вміст радіонуклідів у ній збільшиться, а тому, що інтенсивніше зменшується кількість забрудненої сільськогосподарської продукції. Однак варто наголосити, що для Волинської, Рівненської та частини Чернігівської і Київської областей характерна протилежна закономірність. Це можна пояснити структурою землекористування зазначених областей (частка залісених територій тут порівняно невелика) і традиційними особливостями сільського господарства регіону.

Концептуальні положення, які використовують для прогнозування забруднення продукції і планування контрзаходів. Безумовно, одним із найкращих та найефективніших методів прогнозування радіоактивного забруднення продукції є моделювання. Як основа для створення моделі поведінки РН у системі «грунт–рослина» і визначення чисельних значень її параметрів використовували експериментальні дані багаторічного радіоекологічного моніторингу території України, забрудненої внаслідок аварії на ЧАЕС. Для забезпечення адекватності та високої точності моделі експериментальні дані аналізували за спеціально розробленим багатоступінчастим алгоритмом) [88].

Уже на третій рік після аварії стало очевидним, що за вирощування всіх досліджених рослин на ґрунтах в усьому вивченому діа-



Рис. 1.9. Динаміка співвідношення між найкритичнішою у радіаційно-розумінні продукцією

пазоні властивостей – від торфових ґрунтів до чорноземів коефіцієнт переходу РН у рослини з ґрунту є функцією часу.

Математичний аналіз часових рядів упродовж понад 20 років дав змогу описати динаміку коефіцієнта переходу у вигляді двухекспоненційного рівняння:

$$TF_{ij}(t) = TF_{0ij} \cdot \left\{ a_{0ij}^q \cdot \exp\left(-\frac{0.693 \cdot t}{T_e^q}\right) + a_{0ij}^s \cdot \exp\left(-\frac{0.693 \cdot t}{T_e^s}\right) \right\},$$

де i – тип ґрунту; j – вид культури; TF_0 – екстрапольований на 1986 р. коефіцієнт переходу; $a_0^q, a_0^s = 1 - a_0^q$ – частки первісного змісту нуклідів у ґрунті з періодами напівзменшення TF, T_e^q і T_e^s (обмінна і фіксована форми ^{137}Cs).

Кількісний аналіз параметрів рівняння показав, що екстрапольовані на час радіоактивних випадів (1986 р.) значення TF_0 відображають біологічні особливості рослин за здатністю до накопичення ^{137}Cs , а вираз у фігурних дужках описує процеси трансформації форм радіонуклідів у ґрунті. Порівняння періодів напівзменшення TF у рівнянні з параметрами кінетики сорбції РН ґрунтами і мінералами дало змогу запропонувати концептуальну схему кінетичної моделі поведінки РН у системі «ґрунт–рослина».

Основне концептуальне положення, яке використовують при прогнозуванні забруднення продукції, полягає в тому, що для засвоєння кореневими системами рослин іонів РН або елементів мінерального живлення доступна лише та їх частина, здатна перейти у розчин з сорбованої твердою фазою ГПК–стану.

Метаболічні процеси перенесення радіонукліда по різних органах рослини не формалізуються, оскільки вони мало вивчені і кількісно не описані, а моделей, що описують цей процес, досьгодні не існує. Формування продуктивного органу є видовою функцією рослини і максимально стабілізовано на генетичному рівні, тому в моделі використовують значення TF в урожаї продуктивних органів, яке визначається для рослин на момент стиглості і є інтегральним показником усіх метаболічних процесів.

Рослини в даному випадку відіграють роль показника (індикатора) концентрації рухомих, доступних для засвоєння різними видами рослин форм РН і дає змогу усереднити параметри k_1, k_2 і k_3 по кожній з ґрунтових груп і використовувати їх як характеристики типу ґрунту (табл. 1.8). Водночас значення екстрапольованого на

момент випадінь коефіцієнта переходу TF ($t=0$), який характеризує біологічні особливості рослин, змінюються для дерново-підзолистих ґрунтів у 38 разів.

Значення співвідношень k_3/k_2 для всіх типів ґрунтів близькі, що свідчить про єдиний механізм переходу іона цезію у міжпакетний простір глинистих мінералів незалежно від того, у складі якого ґрунту перебуває цей мінерал. Співвідношення швидкості селективної сорбції Cs^+ та швидкості десорбції k_1/k_3 становить: для чорнозему – 40, для торф'яно-болотного ґрунту – 9. Таким чином, міцність утримування іонів цезію на чорноземі істотно вища.

Значення коефіцієнтів переходу Cs^+ , екстрапольовані на нульовий момент часу і характеризують біологічні особливості рослин, значно відрізняються для різних типів ґрунтів (табл. 1.9).

Як показали дослідження, використання з метою прогнозування TF найважливіших характеристик ґрунту окремо дає змогу аналітично описати залежність лише у доволі вузькому інтервалі, в якому згадана характеристика відіграє визначальну роль стосовно доступ-

Таблиця 1.8. Середні значення швидкості сорбції та десорбції іонів ^{137}Cs на різних сорбційних місцях ґрунту, рік⁻¹ ($\delta \leq 5\%$)

Тип ґрунту	k_1	k_3	k_2
Торф'яно-болотний	0,76	0,082	0,0085
Дерново-підзолистий	0,34	0,038	0,0026
Сірий лісовий	0,38	0,026	0,0017
Чорнозем	0,48	0,013	0,0011

Таблиця 1.9. Екстрапольовані значення на момент випадання коефіцієнтів переходу TF_0 ^{137}Cs , кг⁻¹·м²

Культура	Тип ґрунту			
	торф'яно-болотний	дерново-підзолистий	сірий лісовий	чорнозем
Природні трави	223	29	10	–
Сіяні злакові трави	95	5,8	4,9	3,3
Конюшина	–	4,7	–	1,9
Люцерна	–	4,0	2,1	1,7
Кукурудза	39	2,5	1,7	1,3
Капуста	–	3,5	2,2	1,4
Томати	–	2,5	2,0	0,89
Огірки	–	2,6	1,8	1,4
Цибуля	–	1,9	–	0,58
Буряк	12	1,8	0,52	0,83
Картопля	8,0	1,1	0,74	0,39
Озима пшениця	–	1,1	0,61	0,21
Ячмінь	7,4	0,85	0,83	0,50
Жито	7,1	0,76	0,55	–

ності радіонуклідів для рослин. У зв'язку з цим було розроблено метод комплексного оцінювання властивостей ґрунту (КОВГ) і показано перспективність його використання з метою радіоекологічних прогнозів [88].

При розробленні методу визначення КОВГ ґрунтувалися на припущеннях, викладених у вченні про поглинальну здатність ґрунтів і особливості поглинання іонів. Згідно з В.М. Ключковським, «...склад поглинених основ і реакція ґрунту є одними з головних чинників, які визначають характер сорбції та міцність закріплення сорбованих продуктів поділу, причому провідна роль належить кислотності розчину». Він вказував також, що «носієм сорбційної здатності ґрунту відносно продуктів поділу є як мінеральна частина ґрунту (глинисті частки), так і ґрунтова органічна речовина».

Для визначення КОВГ запропоновано емпіричний метод: КОВГ визначається як площа перетину тривимірного простору, вимірами якого є взаємноперпендикулярні вектори – властивості ґрунту, що визначають повноту і міцність сорбції іона – ємність поглинання E (або кількість обмінного Са), рН сольової витяжки ґрунтового розчину і вміст органічної речовини ОР. Перетином є площа трикутника S_{ef} , вершини якого лежать на вісях pH_p , OP_i і E_i у точках, що відповідають нормованим відносно еталонного чорнозему значенням обраних параметрів. Важливо зазначити, що це відкриває можливість для прогнозування ефективності контрзаходів, якщо відомо, як змінюються властивості ґрунту внаслідок їх проведення.

Подальшого дослідження вимагають торфові ґрунти. Підвищений рівень накопичення рослинами ^{137}Cs на торфових ґрунтах зумовлений їх значною ємністю катіонного обміну, що призводить до адсорбції значних кількостей РН на ГПК. Однак, через низький негативний поверхневий заряд ГПК така сорбція зворотна, тому в рівноважному стані переважна більшість іонів ^{137}Cs у торфовому ґрунті перебуває у розчині і доступна для засвоєння рослинами. Важливу роль в механізмі іонного обміну відіграють гумусові кислоти (гумінові та фульвокислоти), що знаходяться в ґрунтовому розчині [88].

Встановлено, що ефективність агрохімічних заходів, яка оцінюється за відносним зниженням надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr порівняно з контрольними варіантами, не знижується з плином часу і залежить від ступеня відмінності вихідних значень агрохімічних показників ґрунтів до проведення контрзаходів від їх оптимальних значень:

чим більше відмінності, тим вища очікувана ефективність контрзаходів.

Унаслідок процесів вертикальної міграції РН у ґрунті перехід їх через плужну підшову незначний. Навіть на оброблюваних дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах, де швидкість вертикальної міграції РН максимальна, близько 90% валового запасу ^{137}Cs і 75 % ^{90}Sr знаходиться в орному горизонті 0–25 см. Загалом, через 30 років після аварії на Чорнобильській АЕС, основна частка ^{137}Cs і ^{90}Sr зосереджена в кореневмісному шарі ґрунту й інтенсивно включається у біологічний кругообіг.

При розрахунку кількісних оцінок гранично допустимої щільності забруднення (ГДЩ) повинен бути передбачений запас достовірності прогнозу $\pm 30\%$, що враховує зміни переходу РН в продукцію культур, які пов'язані з особливостями погодних умов вегетаційних періодів.

Узагальнення результатів дослідження поведінки РН у системі «ґрунт–рослина» дає змогу зробити висновок, що управління процесами розподілу РН у ґрунті між її фазами – шлях до управління інтенсивністю накопичення РН рослинами. Доступність іонів РН у розчину залишається майже незмінною, тоді як концентрація їх змінюється залежно від часу і властивостей ґрунту загалом. Це положення є ключовим при розробці контрзаходів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів у рослинницьку продукцію [88].

Особливості формування споживчого кошика населення регіону Українського Полісся. Через зменшення виробництва сільськогосподарської продукції як рослинного, так і тваринного походження споживання її на душу населення відносно норми ще у 2000-ні роки ХХ ст. становило: м'ясо і субпродукти – 45%, молоко і молокопродукти – 58, овочі та баштанні культури – 53, фрукти і ягоди – 41,1%, що негативно впливає на стан здоров'я населення [95].

Слід звернути увагу на те, що з часом відбувся перерозподіл внеску ^{137}Cs у дозове навантаження на населення Поліського регіону, що отримувалося за рахунок споживання м'яса та овочів у бік останніх. Це пов'язано зі зміною раціону харчування жителів. Якість життя населення регіонів з найбільшим радіоактивним забрудненням за критеріями споживання основних харчових продуктів вирізняється статистичними показниками, наведеними у *табл. 1.10* [37, 189].

Таблиця 1.10. Споживання основних харчових продуктів харчування у забруднених радіонуклідами після аварії на ЧАЕС областях України, кг/людину/рік

Харчові продукти	Області				
	Волинська	Рівненська	Житомирська	Київська	Чернігівська
М'ясо	44	42	36	47	40
Молоко	279	250	387	222	274
Картопля	180	180	176	106	176
Овочеві й баштанні культури	117	100	121	120	147
Плоди та ягоди	28	29	27	42	24

При незначних відмінностях у калорійності середньодобового раціону населення для задоволення добової потреби людини у вітамінах, мінеральних солях, вуглеводах та інших речовинах необхідно, окрім всього іншого, 400 г (15,4%) овочів і 265 г (13,6%) картоплі [68].

Через слабкий економічний зв'язок населених пунктів з адміністративними центрами і побутові традиції

регіону основну частину раціону населення Українського Полісся становлять харчові продукти місцевого походження, а скорочення фінансування на проведення контрзаходів зумовило зростання забруднення і відповідно – надходження радіонуклідів в організм людини [156, 185]. За сучасних умов виробництва понад 90% картоплі і 75% овочів виробляють у приватних підсобних господарствах. Це пов'язано з використанням більшістю населення під городи, особливо після розпаювання земель, торфово-болотних ґрунтів з високими коефіцієнтами переходу (КП) ^{137}Cs з ґрунту в рослини [96].

Головним у зменшенні дозового навантаження на організм людини є передусім виробництво екологічно безпечної продукції та збалансоване харчування, яке поєднує в собі використання екологічно чистих продуктів та застосування кулінарної обробки. Для цього потрібно мати правдиву інформацію про стан виробництва та споживання продукції населенням і радіологічну ситуацію в регіоні [186]. Оцінювання споживчого кошика і забруднення його компонентів ^{137}Cs здійснювалося методом анкетування експертів у п'яти районах: Маневицькому Волинської, Поліському Київської, Рокитнівському Рівненської, Козелецькому Чернігівської, Коростенському Житомирської областей. Соціологічні дослідження виконували за співпраці з Чорнобильською програмою відродження та розвитку (ПРО ООН) в Україні.

Дослідження виробництва сільськогосподарської продукції у забруднених регіонах показали, що основна частина рослинницької

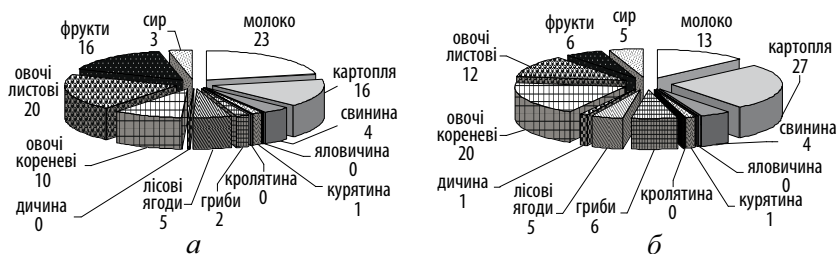


Рис. 1.10. Структура раціону харчування мешканців обстежених населених пунктів Українського Полісся за сезонами, %:

а – навесні; *б* – восени

продукції виробляється на присадибних ділянках. За даними анкетного опитування встановлено, що в останні роки змінилося співвідношення споживання мешканцями радіоактивно забруднених регіонів тваринницької та рослинницької продукції порівняно з рекомендованим раціоном. У споживчому кошику населення значно зросла овочева компонента [96].

Проаналізувавши анкетні дані, нами було сформовано раціон харчування мешканців Українського Полісся, який включає визначальні компоненти надходження радіонуклідів до організму людини (рис. 1.10). При цьому варто зазначити, що співвідношення його компонентів дещо коливається за областями. Скажімо, для Волинської області характерною є більша частка споживання молока і молочних продуктів, тоді як для мешканців півночі Житомирської області, традиційним є значне споживання продуктів лісового походження. Усі ці особливості потрібно враховувати при прогнозуванні дози внутрішнього опромінення населення. Найбільшу частку в усередненому нами раціоні харчування мешканців обстежених населених пунктів займають овочі (46% навесні і 59% восени) та молоко (23% навесні і 13% восени) [212].

Вивчення вагомості окремих продуктів у харчовому споживчому кошику населення забруднених регіонів виявив певні закономірності. Городину власного виробництва споживають більше, ніж продукцію тваринництва (м'ясо), що не простежувалося у попередні (2000-ні) роки. Фактично порівняно з рекомендованим раціоном у споживчому кошику починають переважати картопля та овочі (табл. 1.11).

У попередні роки вважалося, що внутрішня доза опромінення формувалася за рахунок споживання жителями забруднених регіо-

Таблиця 1.11. Структура споживання населенням забруднених регіонів рослинницької продукції, %

Овочі	Західне Полісся	Центральне Полісся	Реконструковано
Картопля	45,8	30,0	40,9
Капуста	12,5	8,8	12,2
Помідори, огірки	8,6	20,5	11,2
Коренеплоди	15,4	15,0	7,7
Цибуля	9,2	8,1	4,3
Фрукти	8,5	17,6	23,7

нів молока та лісових продуктів. Дослідження річного доходу мешканців регіону [184] показав, що молоко, гриби та ягоди стали товарною одиницею (табл. 1.12).

Тому споживання їх місцевим населенням значно зменшилося, а обсяг власного виробництва і споживання овочевої продукції по п'яти областям Полісся збільшився у середньому на 10%.

Зважаючи на зростання споживання населенням продукції, вирощеної у підсобному господарстві, проаналізовано їх виробництво місцевими мешканцями. З'ясовано, що самозабезпеченість населення городиною становить близько 77%. Дещо нижчі відсотки самозабезпеченості фруктами та ягодами.

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у добовому раціоні людини не повинна перевищувати 210 і 35 Бк/добу відповідно [246]. З точки зору накопичення радіоцезію, картопля й овочі не становлять значної небезпеки, але якщо брати до уваги те, що сільські мешканці деяких населених пунктів споживають 200–300 кг/рік картоплі, а капусти – 50–100 кг/рік, то внесок цих продуктів у формування дози може стати істотним [98].

Особливості формування дозового навантаження на мешканців населених пунктів регіону Українського Полісся. Тривале проживання людини на радіоактивно забруднених територіях неминує зумовлює певний ступінь ризику отримати додаткове внутрішнє

Таблиця 1.12. Структура джерел річного доходу населення радіоактивно забруднених регіонів України, 2008–2010 рр.

Джерела річного доходу населення	Структура, %
Заробітна плата (включаючи «конверти» та доходи власного бізнесу)	66
Грошові доходи від продукції виробленої у домогосподарстві (молоко)	9
Пенсії, стипендії	7
Грошові доходи від продажу лісових дарів (гриби, ягоди тощо)	5
Грошова допомога від родичів (зокрема працюючих за кордоном)	4
Доходи, отримані одним із членів сім'ї на заробітках (поза населеним пунктом в Україні чи за кордоном)	4
«Чорнобильські» виплати (пільги, інше)	2
Оплата різних підробітків	1
Соціальна допомога	1
Усього	100

опромінення внаслідок надходження радіонуклідів до її організму з харчовими продуктами місцевого виробництва, що призводить до змін стану здоров'я. Більшу частину зони радіоактивного забруднення, спричиненого Чорнобильською катастрофою, займають як природні, так і напівприродні екосистеми та інтегровані в них угіддя приватних (підсобних) господарств. Слід зосередити увагу на нерівномірності радіоактивних опадів Чорнобильського походження (макронеоднорідність), наслідком чого є значна варіативність концентрації ^{137}Cs у харчових продуктах місцевого виробництва, які є основою раціону харчування людини. Це призводить до того, що реальні розподіли вмісту радіонуклідів у тілі людини, зокрема дітей, за рівнями мають випадковий характер і за своєю формою відповідають правим асиметричним законам розподілу (внаслідок різноманітності вагомості чинників, які впливають на процес формування доз, та їх істотної відмінності між собою) [132].

Результати багаторічних спостережень за станом здоров'я населення засвідчують, що у віддалений післяаварійний період діти, які мешкають на радіоактивно забруднених територіях, мають низький рівень здоров'я. Однак патофізіологічні механізми цих процесів досі залишаються остаточно не з'ясованими. Відомо, що радіаційний вплив малих доз, зокрема інкорпорація радіонуклідів з довгим періодом напіврозпаду, індукує активацію вільнорадикальних процесів у клітинах з пошкодженням клітинних мембран та інтрацелюлярних органел, зокрема мітохондрій, які є найважливішими енергоутворювальними структурами клітини. Механізми виникнення цих несприятливих медико-біологічних наслідків недостатньо з'ясовані та широко дискутуються в науковій літературі [101–102]. Найменш дослідженими залишаються патологічні стани, що супроводжуються явищами енергетичного дефіциту, зумовленого розвитком вторинної мітохондріальної дисфункції за впливу різноманітних екзогенних та ендогенних чинників ризику, зокрема радіаційного [235].

Для характеристики дозових навантажень внутрішнього опромінення сільського населення забруднених радіонуклідами територій Українського Полісся від інкорпорації ^{137}Cs та оцінки особливості внутрішньоклітинного метаболізму у дітей на радіоактивно забруднених територіях було проведено дослідження із залученням 578 дітей шкільного віку (12–17 років). З них 543 дитини входили до

Таблиця 1.13. Дозиметричне обстеження дітей у населених пунктах з різною щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs

Населений пункт	Кількість обстежених дітей, осіб	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , $\text{кБк}/\text{м}^2$
Бродник	16	41
Липлянищина	1	53
В'язівка	8	54
Рубежівка	2	55
Радча	5	57
Буда Голубієвичі	3	58
Нова Радча	2	72
Клочки	2	73
Норинці	19	77
Гута Мар'ятин	7	80
Бабиничі	10	87
Ласки	19	88
Жерев	14	90
Болотниця	21	91
Латаші	7	92
Закусили	35	114
Старий Дорогинь	5	114
Новий Дорогинь	3	117
Залісся	3	137
Сухарівка	20	145
Межиліска	31	163
Селець	45	214
Народичі	208	242
Базар	56	252
Любарка	1	274

основної групи. Діти народилися і постійно проживають на радіоактивно забруднених територіях, у своєму щоденному раціоні споживають харчові продукти місцевого виробництва. Дозиметричні обстеження дітей проводили у населених пунктах Народицького району Житомирської області з різною щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs (табл. 1.13) [84]. Щільність радіоактивного забруднення населених пунктів коливалася у межах 41–274 $\text{кБк}/\text{м}^2$. Моніторинг сезонного розподілу дозових навантажень (за ^{137}Cs) серед населення III зони радіоекологічного контролю (в середньому по 99 осіб у групі) проводили навесні та восени впродовж 2003–2011 рр. [62].

До контрольної групи (нозологічний контроль) було залучено 35 дітей, які народилися та проживали в умовах природного радіаційного фону (питома активність ^{137}Cs в організмі дітей контрольної групи була нижчою від чутливості прибору). Під час клінічного обстеження у них виявлялася хронічна соматична патологія – аналогічна тій, що й у дітей основної групи. Також було проведе-

но поглиблене клініко-лабораторне обстеження з визначенням активності дегідрогеназ сукцинату (СДГ), α -гліцерофосфату (α -ГФДГ і α -ГФДГ-НАД), β -оксибутирату (БДГ), лактату (ЛДГ) та його ізоферменту НЛДГ, нечутливого до дії сечовини, малату (МДГ), глутамату (ГДГ), дегідрогеназ НАДН₂ і НАДФН₂ у лімфоцитах циркуляторного пулу за допомогою цитохімічних методів [235].

Зважаючи на те, що чинники, котрі формують вміст радіонуклідів в організмі, діють за принципом мультиплікативного додавання,

існує припущення, що в загальних умовах щільність імовірності значень випадкової величини апроксимується логарифмічно нормальним законом розподілу з параметрами m і σ [132]:

$$P(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma x}} e^{-\frac{(\ln x - m)^2}{2\sigma^2}},$$

де $P(x)$ – щільність імовірності розподілу чисельності населення за рівнями вмісту радіонуклідів в організмі; x – значення активності; m – стандартна похибка середнього; σ – стандартне квадратичне відхилення.

Величина m залежить від середнього значення концентрації радіонуклідів у раціоні харчування, а σ визначає форму закону розподілу. При низьких значеннях σ логарифмічно нормальний розподіл настільки схожий за формою та характеристиками до нормального (Гауса), що один із них можна використати замість іншого [64]. Навпаки, при високих значеннях σ розподіл наближається до експонентного.

Виміри рівня забруднення інкорпорованим ^{137}Cs організму дітей, які постійно проживали у радіаційно забруднених населених пунктах Народицького району Житомирської області, засвідчили, що рівень активності ^{137}Cs коливався у доволі широкому діапазоні – від 407 до 42476 Бк.

Найбільш стійким у статистичному розумінні параметром випадкової величини (яка не залежить від дисперсії) може бути медіанне значення функції щільності розподілу, що визначається як середньозважена за обсягом вибірки оцінка випадкових значень досліджуваного параметра. Як видно з рис. 1.11, медіанне значення щільності розподілу дози внутрішнього опромінення дітей за ^{137}Cs становило 3032 Бк.

У певному інтервалі, розташованому навколо значення моди розподілу, зосереджено найбільш імовірні в аналізованій вибірці результати вимірів. У вказаній вибірці найбільш імовірні значення, з огляду на величини моди, становили 1371 Бк, тоді як середні значення сягали 4492 Бк.

Для оцінювання верхньої межі значень результатів вимірів доцільно використати квантильні інтервали. Максимальне значення у реальному масиві даних, що входить у цей квантильний інтервал, становить 9493 Бк (рис. 1.11). Це означає, що для 90% обстежених

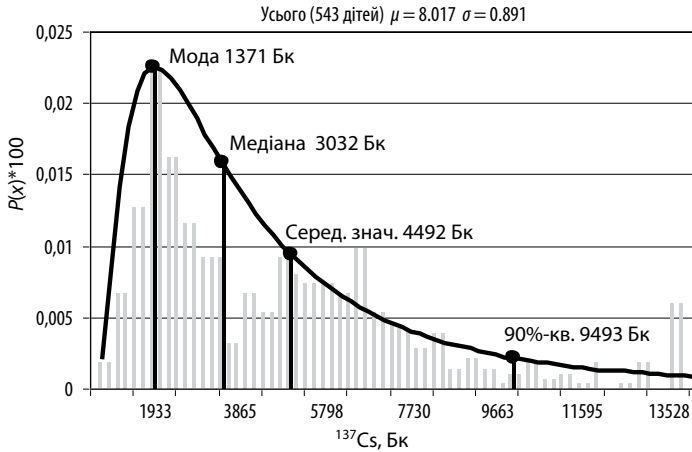


Рис. 1.11. Логонормальна функція щільності розподілу доз внутрішнього опромінення дітей ^{137}Cs

дітей максимальний рівень забруднення організму інкорпорованим ^{137}Cs не перевищуватиме 9493 Бк.

Математичною обробкою отриманих результатів встановлено, що кореляційний зв'язок між рівнем накопичення ^{137}Cs в організмі дітей та щільністю радіоактивного забруднення ґрунту у відповідних населених пунктах є помірним ($r=0,3447$).

Комплексний математичний аналіз імовірності отримання дози внутрішнього опромінення населення зони радіоактивного забруднення дав змогу виявити деякі закономірності отримання дозового навантаження залежно від пори року (весна, осінь) (рис. 1.12). Імовірність внутрішнього опромінення населення понад $0,2 \text{ м}^3$ в/рік в осінній період значно зростає, що вказує на зростання рівня споживання радіоактивно забрудненої продукції, зокрема лісового походження (дикорослі гриби та ягоди, м'ясо диких тварин).

Результати клінічного обстеження дітей і підлітків – мешканців зон радіонуклідного забруднення засвідчили, що найхарактернішими для них були скарги на в'ялість, зниження толерантності до розумового і фізичного навантаження, головний біль, запаморочення, закачування у транспорті, біль у м'язах. У 75% дітей виявляли вегетативну дисфункцію, у 15,5 – астеноневротичний синдром, у 26,9% – ознаки метаболічних порушень міокарда.

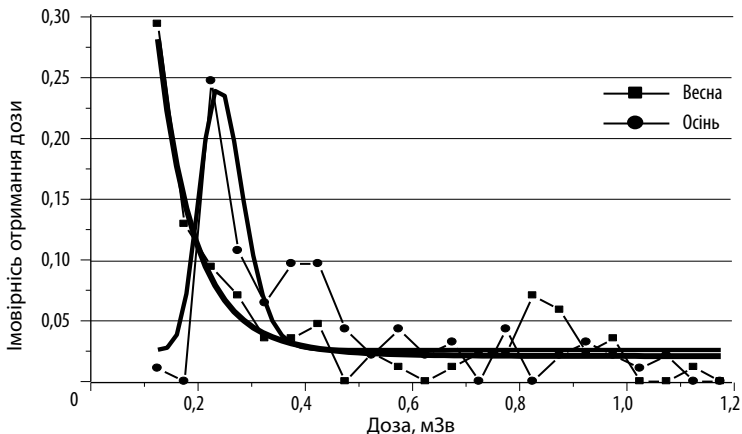


Рис. 1.12. Інтегральна характеристика розподілу доз внутрішнього опромінення населенням радіоактивно забруднених зоні Українського Полісся залежно від пори року (весна, осінь)

Під час поглибленого клініко-лабораторного та інструментального обстеження у 89,9% дітей виявлено хронічні соматичні захворювання переважно шлунково-кишкового тракту (хронічний поверхневий гастрит, гостродуоденіт), що у більшості випадків поєднувалися з хронічним тонзилітом у стадії компенсації, дискінезією жовчовивідних шляхів, вегето-судинною дистонією та астено-невротичним синдромом.

Дослідження показників активності дегідрогеназ у лімфоцитах периферичної крові засвідчили, що у дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій простежувалася супресія ключового ферменту циклу Кребса – сукцинатдегідрогенази до $11,08 \pm 0,12$ гранул на клітину (гр./кл.), у контролі – $13,75 \pm 0,12$ гр./кл., $p < 0,001$, зниження активності малатдегідрогенази, яка каталізує заключну реакцію циклу Кребса (перетворення малату у вихідний продукт – оскалоацетат), до $9,66 \pm 0,15$ гр./кл., у контролі – $10,43 \pm 0,12$ гр./кл., $p < 0,001$. Знижувався також рівень ФАД-залежного переносника електронів – НАДН₂-дегідрогенази, яка міцно пов'язана з внутрішньою мембраною мітохондрій, до $12,62 \pm 0,12$ гр./кл., у контролі – $16,81 \pm 0,21$ гр./кл., $p < 0,001$.

Поряд із тим, рівні гліколітичних ферментів – лактатдегідрогенази та її ізофермента НЛДГ, нечутливого до дії сечовини, вірогідно

зростали і становили відповідно $13,16 \pm 0,11$ і $11,19 \pm 0,08$ гр./кл., у контролі – $12,72 \pm 0,20$ гр./кл., $p < 0,05$ і $8,28 \pm 0,21$, $p < 0,001$.

Більш інтенсивно до процесів енергоутворення залучалися ліпіди з підвищенням активності β -оксидативної дегідрогенази – $9,18 \pm 0,09$ гр./кл., у контролі – $6,97 \pm 0,10$ гр./кл., $p < 0,001$ та амінокислоти ГДГ – $7,95 \pm 0,09$ гр./кл., у контролі – $5,72 \pm 0,15$ гр./кл., $p < 0,001$.

Дослідження ферментів α -гліцерофосфатного шунтового механізму, за допомогою якого здійснюється координація процесів аеробного та анаеробного енергоутворення, свідчить, що у дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій простежувалася значна супресія його мітохондріального компонента зі зниженням рівня α -ГФДГ до $6,56 \pm 0,06$ гр./кл., у контролі – $7,13 \pm 0,13$ гр./кл., $p < 0,001$, та підвищення інтенсивності роботи гіалоплазмального компонента зі зростанням активності α -ГФДГ-НАД до $11,79 \pm 0,07$ гр./кл., у контролі – $10,35 \pm 0,19$ гр./кл., $p < 0,001$.

Рівень НАДФН₂-дегідрогенази, яка маркує рівень біосинтетичних процесів у цитозолі, зростав у 60,6% дітей, у 12,9 – відповідав показникам групи нозологічного контролю, у 26,5% – був заниженим.

Активність НАДФН₂-дегідрогенази зростала до $9,29 \pm 0,14$ гр./кл. при накопиченні ¹³⁷Cs у діапазоні 1000–3000 Бк, у контролі $8,34 \pm 0,21$ гр./кл., $p < 0,001$, а за вмісту ¹³⁷Cs – 3000–7000 Бк майже не відрізнялась від даних контролю, $p > 0,05$.

Однак подальше накопичення ¹³⁷Cs в організмі супроводжувалося пригніченням активності НАДФН₂-дегідрогенази, а найнижчі значення ($7,33 \pm 0,17$ гр./кл.) було зареєстровано у дітей, в організмі яких вміст ¹³⁷Cs перевищував 15000 Бк.

Таким чином, значення моди у вивченні процесу формування доз внутрішнього опромінення можна розглядати як певні характеристики впливового чинника. Для визначення критичних груп населення корисним є дослідження розподілів, які виділяються за чинниками, що визначають радіаційний стан. В обстежених дітей виявлено суттєві зміни біоенергетики лімфоцитів периферичної крові. Вони характеризуються пригніченням виробітку енергії внаслідок аеробного шляху перетворення вуглеводів, інтенсифікацією гліколітичних процесів, активнішим використанням для енергетичних потреб клітин ліпідів та амінокислот і спрямуванням потоку електронів пе-

реважно з цитозоллю до мітохондрій. Під впливом хронічного опромінення малими дозами більш ніж у половини обстежених дітей зростає активність біосинтетичних процесів. У частини дітей вона відповідає показникам контролю, а більш ніж у чверті – знижується. При цьому залежність активності ферменту енергетичного обміну (НАДФН₂-дегідрогеназа), який маркує рівень біосинтетичних процесів у цитозолі, від вмісту ¹³⁷Cs в організмі неоднозначна [62]

Варто зауважити, що безпосереднє ЛВЛ–вимірювання дози внутрішнього опромінення населення радіоактивно забруднених територій потребує значних витрат коштів і часу. Окрім того, такі дослідження передбачають значний рівень похибки, пов'язаної зі стохастичною природою формування дози внутрішнього опромінення. Тому в окремих випадках доцільніше отримувати значення цієї величини розрахунковим шляхом, точність і складність обчислень якого залежить від кінцевої мети досліджень. Для обчислення дозового навантаження на жителів певного регіону без проведення безпосереднього дозиметричного контролю потрібно визначити основні компоненти раціону харчування щодо надходження радіонуклідів до організму людини. Розрахунок очікуваної ефективної дози додаткового опромінення населення для вікової групи «дорослі», з огляду на харчовий раціон, проводили за формулою (Гудков І.М., 2011):

$$E = \sum_i^n I_n g A_n^i g B^i g p_n^i ,$$

де E – очікувана ефективна доза, Зв/рік; n – кількість основних харчових продуктів, з яких складається харчовий раціон, що споживає людина впродовж року; B^i – дозовий ефект, який дорівнює ефективній дозі (Зв) при пероральному споживанні 1 Бк i -го радіонукліду залежно від значень коефіцієнтів всмоктування в кишечнику та віку людини; I_n – річне споживання n -го продукту, кг/рік; A_n^i – питома активність i -го радіонукліду в n -му продукті, Бк/кг; p_n^i – втрати i -го радіонукліда за кулінарної обробки n -го продукту (відношення питомої активності i -го радіонукліда в n -му продукті харчування до питомої активності в початковій сировині).

Розрахунки показали деяку відмінність у структурі дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся. Так, для мешканців відносно великих сіл, селищ і малих міст, що знаходяться

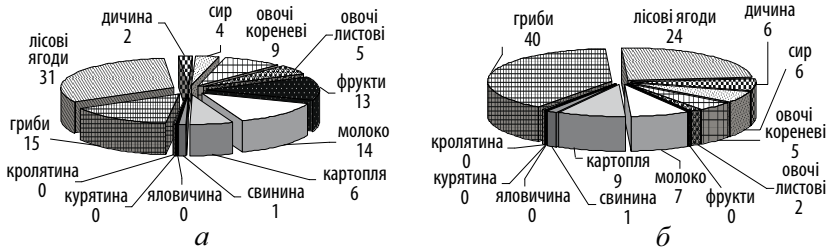


Рис. 1.13. Структура дози внутрішнього опромінення мешканців Українського Полісся за сезонами, %:
а – навесні; б – восени [212]

порівняно недалеко від обласних чи районних центрів Київської та півдня Житомирської областей характерна переважаюча роль овочевої продукції у структурі дози. Віддаленим населеним пунктам північної частини Українського Полісся притаманне переважання лісової компоненти. Тут внесок овочів у дозу внутрішнього опромінення становить 16–28% залежно від пори року (рис. 1.13).

Структура доз внутрішнього опромінення населення Західного Полісся (переважно Волинська та Рівненська області) характеризується відчутним переважанням молочної компоненти (до 80% структури дози внутрішнього опромінення місцевого населення припадає на молоко та молочні продукти). Такі особливості можна пояснити як рівнем радіоактивного забруднення території, так і структурою сільськогосподарських угідь і багаторічними гастрономічними традиціями місцевих мешканців [150].

Для Київської та частини Житомирської і Чернігівської областей основну роль у формуванні дозового навантаження відіграє овочева продукція, що переважає у раціоні харчування населення.

1.3. ОСНОВНІ ПРОБЛЕМИ ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРЬСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Сучасні проблеми аграрного виробництва та продовольчої безпеки. У роботах, присвячених радіаційному моніторингу агросфери, розробці критеріїв оцінювання радіаційної ситуації, розробки та впровадження контрзаходів активно брали участь вчені Націо-

нальних академій наук Білорусі, Росії, України, Національної академії аграрних наук України (НААН) і Російської академії сільськогосподарських наук (РАСГН). Зусилля вчених було спрямовано на наукове обґрунтування системи радіаційного захисту населення і реабілітації територій після Чорнобильської катастрофи. Проведено комплексні дослідження радіоактивного забруднення навколишнього середовища, аналізу особливостей міграції радіонуклідів у біо- і абіотичних блоках екосистем. Розроблено нові методи, моделі та програмні засоби прогнозування радіаційного забруднення ґрунтів, вод, природних і сільськогосподарських екосистем, розрахунку доз опромінення населення залежно від різних запланованих заходів з мінімізації наслідків аварії, які є основою наукового супроводу реабілітаційних робіт на забруднених територіях в майбутньому.

Склад і хімічні форми чорнобильських випадінь істотно відрізнялися від тих, що були відомі раніше, і це ускладнювало прогнозування розвитку ситуації. Однією з принципових помилок у ході ліквідації наслідків Чорнобильської аварії було прийняття під тиском деяких народних депутатів як основний критерій радіаційної небезпеки щільність радіоактивного забруднення території, а не дози опромінення людини. Як граничну щільність забруднення ^{137}Cs було вибрано значення 15 Кі/км^2 (555 кБк/м^2). Це, а також недостатня кількість розрахунків отриманих населенням доз, призвело до помилкових оцінок, передусім на території Полісся, де просторовий розподіл дози внутрішнього опромінення визначається переважно екологічними чинниками, ніж щільністю випадінь ^{137}Cs . Відмінності коефіцієнта переходу (ТФ) ^{137}Cs ($\text{м}^2/\text{кг}$) в сіно природних трав (а відповідно і доза від внутрішнього опромінення населення внаслідок споживання молока корів) при однаковій щільності забруднення пасовища можуть сягати 24-х і більше разів.

У віддалених на 300 км від ЧАЕС населених пунктах на торфових ґрунтах при рівнях забруднення нижче 15 Кі/км^2 доза була вищою, ніж поблизу епіцентру аварії на мінеральних ґрунтах. У ґрунтово-екологічних умовах Полісся значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту в молоко відрізняються від 0,1 для чорноземів до 3 Бк/л на 1 кБк/м^2 для торфово-болотних ґрунтів. При однаковій щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs 1 кБк/м^2 індивідуальні дози опромінення населення варіюють від $2 \text{ мк}^3/\text{рік}$ у с. Павлівка Білоцерківського ра-

йону Київської області до 151 мк³/рік у с. Березичі Любешівського району Волинської області [88]. Причому дози опромінення сільського населення істотно вищі, ніж міського.

Внаслідок неврахування ролі екологічного чинника в Рівненській і Волинській областях, де щільність забруднення території становила, зазвичай, 3–5 Кі/км² і менше (111–185 кБк/м²), нормативи на забруднення молока і м'яса були перевищені навіть на офіційно «благополучних» територіях. Вченим НААН з великими труднощами вдалося переконати керівництво країни і депутатів Верховної Ради України внести Рівненську та Волинську області до постраждалих регіонів, оскільки коефіцієнти переходу «грунт–рослина–молоко» у цих областях доволі високі. Особливості місцевих ґрунтів Полісся були добре відомі вченим задовго до аварії [88]. На жаль, рішення уряду було прийнято лише у 1988 р. і лише з цього часу на найкритичніших ґрунтах почали проводити сільськогосподарські контрзаходи, спрямовані на зменшення забруднення продукції. Однак упродовж перших двох найбільш критичних років після аварії контрзаходи відповідно до державної цільової програми у цих областях не проводили.

Через 31 рік після аварії ми практично ігноруємо цей важливий урок, звівши до мінімуму чи призупинивши науково–дослідні роботи в галузі сільськогосподарської радіології та радіаційного захисту населення. Про це свідчить, зокрема, відсутність фінансування узагальнюючих наукових досліджень, які слід було виконати при підготовці до 30-ї річниці аварії на ЧАЕС.

Залишаються недослідженими багато проблем ведення сільськогосподарства на забруднених територіях. Так, поведінка РН у торфових ґрунтах і перехід їх у рослини вивчено недостатньо, хоча і нині за використання населенням торфових ґрунтів для вирощування овочів, особливо картоплі, питома активність ¹³⁷Cs в урожаї може сягати рівня ДН–2006, а іноді і перевищувати їх [88].

Доведено, що серед екологічних чинників, які впливають на доступність РН для засвоєння рослинами, основну роль відіграють властивості ґрунту. Це зумовлює необхідність розроблення і удосконалення моделей поведінки РН у системі «грунт–рослина» для прогнозування й управління радіаційною ситуацією [88].

Основою сталого ефективного сільськогосподарського виробництва є раціональне використання земельних ресурсів. У ході реалі-

зації земельної реформи не розв'язано існуючі проблеми охорони ґрунтів від ерозійної деградації, виснаження їх родючості, зокрема дегуміфікації, підкислення та безповоротних втрат біогенних елементів [1, 206, 209, 233, 254].

У період 1970–1990 рр. ефективна родючість орних земель підтримувалася завдяки застосуванню доволі високих доз мінеральних (150–160 кг/га NPK) та органічних добрив (8–10 т/га), що забезпечувало бездефіцитний баланс гумусу й елементів живлення в агроєкосистемах. При цьому підтримувався паритет цін між енергоносіями, технікою, обладнанням, агрохімікатами та сировиною для промисловості й харчовими продуктами. Також виконувалися широкомасштабні меліоративні програми зі зрошення, осушення, вапнування, гіпсування, захисту земель сільськогосподарського призначення від ерозії, а також лісомеліоративні заходи.

За період соціально-економічних перетворень, зокрема реалізації земельної реформи, відбулося зміщення спеціалізації аграрного виробництва у бік рослинницької галузі і звуження тваринництва. Унаслідок цього було послаблено одну із найважливіших ланок кругообігу поживних речовин в агроєкосистемах, підтримання на достатньому рівні балансу органічної речовини у ґрунті у разі застосування органічних добрив з відходів тваринництва. Їх внесення зменшилося від 8–10 до 0,5 т/га, що зумовило перехід систем землеробства до суто мінеральної системи удобрення в сівозмінах. При цьому сумарна кількість внесених мінеральних добрив знизилася від 148 до 51 кг/га поживних речовин. Як наслідок – в агроєкосистемах сформувався не тільки від'ємний баланс гумусу, але й біогенних елементів до 100–120 кг/га NPK. У період з 1985 по 1990 р. із загальної площі кислих ґрунтів в Україні 8,5 млн га, щороку вапнування виконувалося на площі 1,5 млн га ріллі, а з 1995 р. вапнування різко скоротились і нині цей важливий для зони Полісся технологічний захід, особливо для територій, забруднених радіонуклідами, майже не застосовується [232].

В агросфері гостро актуальним стало формування природоохоронної структури землекористування, відновлення основних природних ресурсів, застосування ресурсо- та енергоощадних агротехнологій, заснованих на оптимізації кругообігу речовини і потоків енергії в агроєкосистемах, широке використання інформаційних технологій.

Реалізація цих підходів дає змогу більш повно використовувати біологічні чинники та ґрунтово-кліматичний потенціал за умови скорочення витрат викопної енергії і промислових ресурсів. Вирішення цих завдань досягається завдяки створенню агроєкосистем, всебічно адаптованих до особливостей окремих сільськогосподарських територій із збалансованим розподілом біомаси між харчовими продуктами, сировиною, ґрунтом і емісією вуглекислого газу [145].

Розроблена у Міністерстві аграрної політики та продовольства України Стратегія розвитку аграрного сектору економіки на період до 2020 року [227] передбачає значне підвищення рівня реалізації наявного потенціалу біопродуктивності і на цій основі забезпечення продовольчої, економічної, екологічної та енергетичної безпеки, інтеграції технологічно пов'язаних галузей національної економіки, формування соціально-економічних основ розвитку сільських територій та розширення участі у світових ринках сільськогосподарської продукції. Стратегічні орієнтири до 2020 р. включають збільшення обсягів валової продукції сільського господарства у 1,3 раза, забезпечення пропозиції молока, м'яса, цукру, яєць, олій, овочів вітчизняного виробництва на внутрішньому ринку не менше 80% попиту, зменшення витрат енергії на 1 т продукції на 1–2%, зростання експорту продукції на 3–4% щороку.

Стратегічні цілі агропромислового комплексу полягають у підвищенні конкурентоспроможності продукції, забезпеченні зайнятості сільського населення, підвищенні інвестиційної привабливості, раціональному використанні земель сільськогосподарського призначення та зниженні рівня техногенного навантаження на агроландшафти, розширенні участі у світовому ринку продовольства. У вирішенні цих завдань важливе значення має відновлення активного використання агроресурсного потенціалу гумідної зони України як потенційно найбільш продуктивної в умовах змін клімату.

Економічне оцінювання систем аграрного виробництва. Виділяють економічну, організаційну та соціальну ефективність виробництва [146]. Економічна ефективність відображає економічні результати діяльності підприємства за певної галузевої структури. Її доцільно розглядати з двох поглядів. З одного боку, економічна ефективність характеризується показниками, які відображають побудову та функціонування виробництва. З іншого, його ефектив-

ність характеризується показниками, що відображають результати виробничо-господарської діяльності. До таких показників належать: розмір прибутку, собівартість, обсяг виготовленої продукції, обсяг реалізації продукції, рівень рентабельності витрат, засобів, капіталу тощо, фондомісткість, рівень ліквідності, рівень ризику, коефіцієнти автономії, фінансової стійкості, маневрування, оборотності тощо.

Н.Ю. Брюховецький, А.В. Бурковський, О.А. Гейман [30, 35, 47] вважають, що одним із основних принципів удосконалення організаційно-економічного механізму є орієнтація господарської діяльності на високі кінцеві результати. Погодженість і цілеспрямованість функціонування сільськогосподарських підприємств забезпечується процесом моделювання управління [22]. Під імітаційним моделюванням розуміють процес, у результаті реалізації якого на основі імітаційної моделі й поставлених завдань розробляють найприйнятніші варіанти досягнення цілей з урахуванням часових меж їхньої реалізації і наявних ресурсів для прийняття якісних управлінських рішень у рамках певної імітаційної ситуації.

Імітаційна модель складається з відповідних пакетів реальної або псевдореальної інформації, призначеної для розроблення управлінських рішень у процесі функціонування організаційно-економічних систем. Основне призначення імітаційної моделі при підготовці і прийнятті управлінських рішень – бути основою для розроблення можливих альтернатив у процесі імітаційного моделювання. Процес управлінського імітаційного моделювання логічно повинен складатися із трьох укрупнених етапів (рис. 1.14).

Реалізація імітаційної моделі залежить від стратегічної або тактичної спрямованості проблем, які вирішуються. Використання імітаційних моделей виправдане тим, що учасники імітаційного експерименту піддають їх критичному оцінюванню. А це сприяє як удосконаленню самих моделей, так і оптимізації цільового управлінського рішення, що було розроблено на їхній основі. Варто зауважити, що використання зазначених методів якісного оцінювання управління доцільно здійснювати по кожному із ключових господарських процесів, що дасть змогу своєчасно виявити недоліки управління на кожному з них.

При визначенні ефективності економіко–організаційного механізму управління господарськими процесами використовують крім

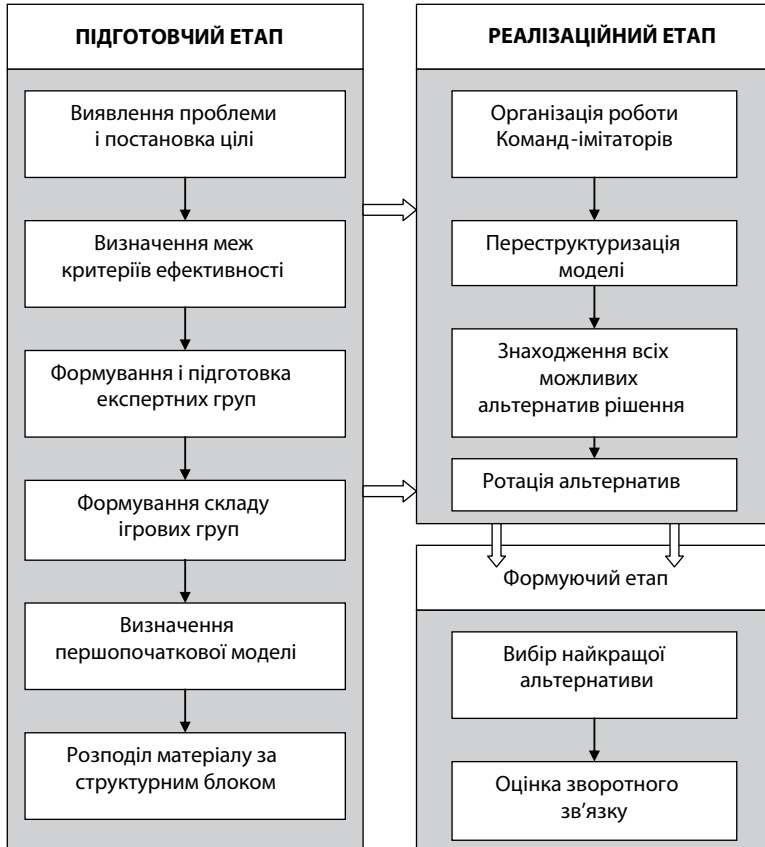


Рис. 1.14. Етапи процесу управлінського імітаційного моделювання [13]

якісних також і кількісні методи оцінювання. Такі методи є більш придатними при оцінюванні кінцевих результатів господарської діяльності, хоча існують економічні показники, які використовують на проміжних етапах діяльності (тобто на кожному з процесів), які також можуть бути різноманітними. Тому стає очевидним, що будь-яка економічна діяльність не може характеризуватися лише якимось одним ефектом (результатом) навіть за умови, що цей ефект є найважливішим у реалізації потенціалу підприємства [171]. Для того, щоб зробити обґрунтований висновок щодо пріоритетів застосу-

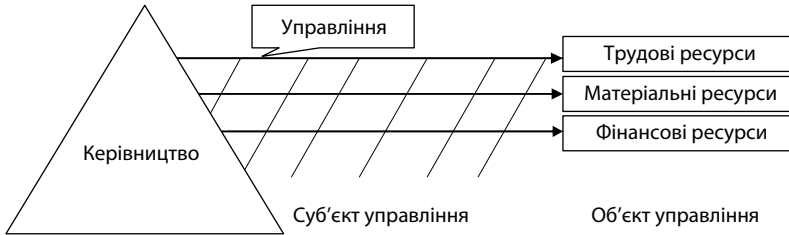


Рис. 1.15. Управління виробничими ресурсами [266]

вання показників ефекту, потрібно розкрити їх сутнісну специфіку, опираючись на яку можна було б побудувати ієрархію переваг одного ефекту над іншим.

У законодавчих документах [85], в економічній літературі [128, 157–158, 182] і практиці загально визнаними видами економічного ефекту стали дохід (валовий дохід), валова продукція, товарна продукція, чиста продукція та прибуток. Саме вони і розглядаються як кінцеві результати господарської діяльності сільськогосподарського підприємства.

Отже, існування багатьох видів ефекту – це об'єктивна реальність, що своєю чергою породжує відомі труднощі у вимірюванні та оцінюванні економічної ефективності, які помітно посилюються ще й тим, що для отримання відповідного ефекту витрачають різні ресурси (рис. 1.15), які істотно різняться між собою за характером виробничого споживання, швидкістю обороту тощо [266]. Нині у процесі діяльності суб'єктами господарювання ставляться такі економічні завдання, які вирішуються в умовах можливої достатньої забезпеченості відповідними ресурсами. У ринкових умовах, коли ефективність значною мірою визначається ринковою ціною готової продукції, максимальний ефект досягається з орієнтацією на граничну вартість ресурсу і на вартість граничного продукту. Їх зіставлення дає змогу прийняти рішення про економічно доцільну межу витрачання ресурсу, за якої і досягається такий економічний ефект.

Зіставлення окремих видів ефекту з витраченим на їх одержання ресурсом або із сукупністю ресурсів і буде характеризувати економічну ефективність у всій її багатогранності.

Викладені наукові підходи до трактування сутності ефективності

як економічної категорії, а також економічної ефективності як її різновиду, сприйняті вітчизняною та зарубіжною економічними школами. Так, В.Г. Андрійчук вважає, що практична реалізація таких підходів дає змогу кожному підприємству визначати й аналізувати ефективність різних варіантів розвитку виробництва автономно, безвідносно до інших суб'єктів господарювання [13].

В економічній літературі висловлюються різні думки щодо суті поняття «ефективності», «ефекту» і стосовно показників виміру їх рівня. Зокрема, В.І. Мацибора та О.І. Здоровцов, визначаючи суть економічної ефективності сільського господарства, вказують, що економічна ефективність показує кінцевий корисний ефект від застосування засобів виробництва і живої праці, а відтак необхідно розрізняти такі поняття, як «ефект» і «економічна ефективність» [79]. Дані автори «ефектом» вважають результат тих чи інших заходів і характеризують його одержанням максимальної кількості продукції, що, на нашу думку, звужує вимір ефекту натуральними показниками чи вартістю валової продукції. Це первісна, вихідна форма виміру ефекту, від рівня якої істотно залежать інші, зокрема і кінцеві форми, визначені через вартість реалізованої продукції чи прибуток, що в ринкових умовах є більш актуальним.

Дефініція «дохід», незважаючи на її широку вживаність, не має єдиного визначення. Так, в окремих дослідженнях це поняття отожднюється з прибутком або з чистою продукцією, і це тоді, коли ці два види економічного ефекту є самостійними поняттями з установленими сутнісними характеристиками. Зокрема, в «Економічній енциклопедії» [80] «дохід» у другому його значенні трактується як результат господарської діяльності, отриманий як різниця між вартістю реалізованої продукції і послуг та виробничими витратами. Тобто в цьому разі ставиться знак рівності між доходом і прибутком, що, на наш погляд, є некоректним. У «Фінансовому словнику-довіднику 2 дохід це: 1) грошові кошти або інші активи, одержані в результаті будь-якої діяльності; 2) збільшення економічних вигод у вигляді надходження активів або зменшення зобов'язань, які призводять до зростання власного капіталу [248].

У нових стандартах бухгалтерського обліку «дохід» – це виручка від реалізації продукції тобто загальний дохід без вирахування наданих знижок, повернення проданих товарів та непрямих податків [196].

Згідно з податковим законодавством передбачається таке визначення валового доходу – «ще загальна сума доходу платника податку від усіх видів діяльності, отриманого протягом звітного періоду в грошовій, матеріальній або нематеріальній формах» [13]. Це найбільш повний показник результату діяльності менеджменту за всіма напрямками роботи підприємства. Тому вважаємо недоцільним використовувати цей вид економічного ефекту для визначення економічної ефективності діяльності підприємств.

Ще одним з виразів економічного ефекту є обсяг товарної продукції. Цей показник у дослідженнях А.К. Павлюченкової прирівнюється з показником валової продукції «валова (товарна) продукція» [182]. Це некоректно, оскільки товарна продукція є лише частиною, хоч і переважною, валової продукції, в ній не враховується така частина валової продукції, як залишки готової продукції, що підлягають реалізації. Цим показником доцільно користуватися для визначення ефекту, коли йдеться про ефект від діяльності маркетингових служб.

Переваги цього виду економічного ефекту пояснюються так: по-перше, в ньому враховується якість продукції; по-друге, формування реальних фінансових ресурсів здійснюється лише на завершальній стадії кругообігу, коли капітал знову переходить у свою початкову грошову форму. Іншими словами, цей вид ефекту репрезентує грошові кошти, які отримує підприємство в результаті визнання ринком вироблених ним товарів і які можуть бути де-факто використані для здійснення відповідних платежів. Отже, товарна продукція є цілком прийнятним видом економічного ефекту для виміру продуктивності і її динамічного аналізу в ринкових умовах [196].

Для того, щоб уникнути впливу на кінцевий результат інфляційного чинника, який виявляється значною мірою у зростанні цін порівняно з попередніми роками, доцільно користуватися показником валової продукції.

Прибуток як частина новоствореної вартості в процесі діяльності підприємства також може бути використаний для характеристики ефекту. Він є різницею виручки від реалізованої продукції і повної собівартості. Прибуток слід розглядати як артеріальний показник ефекту діяльності підприємства в умовах ринку, оскільки саме він є метою підприємницької діяльності і винагородою підприємцю за його роботу в умовах ризику [23].

С.О. Кучеркова [128] також зазначає, що головним показником, який характеризує фінансовий результат підприємства, є прибуток. Він визначає основну мету підприємницької діяльності. С.І. Степаненко [234] також зауважує, що найважливішим показником результатів діяльності з переходом до ринкових відносин став прибуток, показник прибутку більше відповідає вимогам ринкової економіки і залежно від показника, з яким його співвідносять, може бути мірилом результативності чи ефективності роботи підприємства.

Визначені нами різні показники ефекту та обраний серед них критеріальним показник прибутку все ж не повною мірою є визначальними показниками ефективності виробництва. Відносні показники повніше, ніж прибуток, характеризують кінцеві результати господарювання, адже їх значення показує співвідношення ефекту з наявними або використаними ресурсами. Їх застосовують для оцінки діяльності підприємства і як інструмент в інвестиційній політиці та ціноутворенні. Так, на думку С.А. Кравченко [117] «Высокие рентабельность и прибыльность являются отличительными особенностями не столько финансовой результативности, сколько сформированности и действенности адаптивных механизмов хозяйствования».

Перш ніж перейти до ефективності використання кожного з видів виробничих ресурсів та їх складових (що становлять дільник у формулі ефективності), наведемо узагальнювальні дані рентабельності, які в комплексі з аналізом фінансових показників дають змогу визначити ефективність управління і належать до загальних показників ефективності.

Рентабельність господарювання, що є результатом ефективності управління, характеризується системою показників, які доцільно об'єднати у такі групи (*табл. 1.14*):

- що вирізняють окупність витрат та інвестиційних проектів;
- що виокремлюють рентабельність реалізації продукції;
- що характеризують доходність капіталу та його частин.

Критерієм ефективності виробництва автори [195] обрали загальну рентабельність (норму прибутку), однак теж погоджуються з думкою, що все ж таки найкращим варіантом зображення картини ефективності виробництва має бути система показників.

Показник рівня рентабельності як відношення прибутку до собівартості реалізованої продукції набув у вітчизняній практиці най-

Таблиця 1.14. Показники рентабельності підприємства [13]

Показник	Економічний зміст	Порядок визначення
Рентабельність витрат, інвестиційних проєктів	Окупність витрат обчислюють діленням прибутку на величину собівартості реалізованої продукції і використовують за оцінки ефективності поточних витрат, їх окупності. Показує розмір прибутку на 1 грн витрат реалізованої продукції чи виконаних робіт. Рентабельність інвестицій обчислюють як відношення отриманого чи очікуваного прибутку від проєкту до суми інвестицій у цей проєкт	$P = \frac{\Pi \cdot 100}{ВВ}$, де Π – валовий прибуток від реалізації, $ВВ$ – виробничі витрати на реалізовану продукцію (її виробнича собівартість)
Рентабельність продажу	Рентабельність продажу розраховують діленням прибутку на суму отриманої виручки (товарної продукції). Він характеризує ефективність підприємницької діяльності: скільки прибутку отримало підприємство з 1 грн продажів	$P_{п} = \frac{\Pi}{Вр} \cdot 100$, де Π – прибуток (збиток) до оподаткування; $Вр$ – виручка від реалізації
Рентабельність авансованого капіталу (в т.ч. основних засобів, оборотних активів), трудових ресурсів (витрати на управління), власного капіталу, залученого капіталу	Ці дані показують розмір прибутку, який одержано на 1 грн капіталу, в розрахунку на 1 грн витрат, що зумовлені з утриманням трудових ресурсів, власного капіталу, залученого капіталу; розмір прибутку на середній розмір авансованого капіталу (як різниця між інвестованим капіталом та кредиторською заборгованістю)	$P_{к} = \frac{\Pi \cdot 100}{З_{ос} + З_{об}}$, де $З_{ос}$ і $З_{об}$ – середньорічна вартість відповідно основних виробничих засобів та оборотних засобів; Π – чистий прибуток

більшого застосування для визначення й аналізу ефективності виробництва у всіх галузях економіки. Цей показник має чіткий економічний зміст, важливо, що він є наскрізним, тобто таким, що може бути розрахований як по підприємству загалом, так і за окремими видах продукції. Показник рівня рентабельності є порівнюваним у часі й просторі.

З переходом до ринкової економіки та зростанням конкуренції на внутрішньому і зовнішньому ринках посилюється значення такого показника, як рентабельність продажу (обороту). В країнах Заходу цей показник є поширенішим через те, що фактичні дані про поточні витрати підприємств цих країн є комерційною таємницею.

Проте переваги цього показника, на наш погляд, виявляються найбільше в тому, що він дає змогу здійснити оцінку цінової кон-

курентоспроможності продукції, під якою розуміють степінь можливого зниження товаровиробником ціни на свій товар порівняно з ринковою, за якого забезпечується беззбитковість його виробництва.

Аналізуючи переваги кожного з показників – рівня рентабельності й рентабельності обороту, можна резюмувати, що багато з таких переваг для них є спільними:

- по-перше, вони чутливо реагують на зміну ціни та її динаміку;
- по-друге, відповідають критерію зниження собівартості продукції (з її підвищенням рівень рентабельності та рівень обороту знижується, і навпаки) та зростанню якості продукції;
- по-третє, орієнтують залежно від динаміки їх рівня на збільшення або зменшення обсягу виробництва продукції;
- по-четверте, однозначно дають змогу оцінювати досягнутий рівень економічної ефективності виробництва.

Рівень рентабельності по підприємству загалом характеризує ефективність використання лише спожитих виробничих ресурсів і не відображає ефективності використання всіх фінансованих витрат, що акумулюються у вигляді застосовуваних основних та оборотних засобів. Тому для визначення ефективності використання виробничих засобів розраховують показник норми прибутку або рентабельність авансованого капіталу.

Визначившись з показниками ефекту та ефективності потрібно методологічно визначитися з резервами скорочення витрат, що мають бути втрачені за визначення знаменника показника рентабельності.

Не втратили актуальності запропоновані для використання А.К. Павлюченковою підсумкові показники визначення ефективності управління процесом матеріально-технічного забезпечення, а саме натуральні та вартісні. Зокрема, до вартісних належать:

- витрати матеріальних ресурсів на виробництво одиниці продукції;
 - витрати сировини на виробництво одиниці продукції;
 - витрати електроенергії та палива на одиницю продукції.
- Тоді як натуральні показники можна приймати:
- витрати сировини на 1 т продукції;
 - витрати електроенергії та палива на виробництво 1 т продукції [182].

Отже, суть визначення економічної ефективності виробництва зводиться до створення системи показників виробничої діяльності, яка, своєю чергою, за використання балансового методу, методів прогнозування, методів порівняльного аналізу може бути застосована керівництвом підприємства для оцінювання поточної ситуації та вдалого вибору стратегії.

Безперечно, головним і визначальним показником оцінки господарської діяльності підприємства в умовах ринку є прибуток. Проте, незважаючи на свою значущість, далеко не всіх, як на підприємстві, так і за його межами, показники прибутковості конкретного підприємства цікавлять передусім. Інвесторів, наприклад, більше цікавлять показники окупності капітальних затрат, а також рух ліквідності підприємства, ніж рівень його рентабельності, акціонерів – розмір дивідендів, курс акцій, який залежить від темпів зростання обсягів продажу [217].

Отже, використання зазначеної вище системи економічних показників дає змогу опрацювати найперспективніші напрями розвитку аграрного виробництва, повністю виявити резерви підвищення його ефективності на кожному з господарських процесів та оцінити рівень їх узгодженості в масштабі агроєкосистеми з погляду повноти використання наявного агроресурсного потенціалу та забезпечення максимального доходу.

Формування ефективних систем аграрного виробництва потребує удосконалення методів державного регулювання спрямованості їх розвитку. Держава як сукупність органів влади, громадсько-політичних інституцій істотно впливає на економічні та суспільні процеси, за допомогою законодавства регулюється ринок, велике значення має вплив держави на формування умов конкуренції, ринку праці та врегулювання конфліктів, пов'язаних з їхнім функціонуванням [153].

Нині державне регулювання обмежується лише введенням необґрунтованих протекціоністських заходів, гальмують ефективне функціонування і розвиток підприємств АПК. Окрім того, періодичні спади і піднесення виробництва під час ділових циклів, коливання валютних курсів, індексів цінних паперів та споживчих цін, рівня безробіття й позичкового процента, урядові видатки і дефіцит державного бюджету, обсяги і структура інвестицій вносять у ринкову економіку елементи нестабільності. Такі різкі спади в еконо-

міці часто є руйнівними, і тому держава має виконувати функцію макроекономічної стабілізації, застосовуючи такі фіскальні та монетарні інструменти впливу на економіку як: кредити, податки, субсидії, ліцензії, квоти, інвестиції, патенти, мито тощо [91, 224].

Крім того, необхідно запропонувати використання на державному рівні таких методів управління, які дали б змогу створити сприятливі засади здійснення підприємствами ефективної діяльності та розробити такі організаційно-економічні заходи розвитку галузі, які мали б зовнішньоекономічне, інтеграційне спрямування, зумовлене вступом України до СОТ і підготовкою вступу до ЄС. Інакше розширення виробництва будь-якої галузі без урахування кон'юнктури зовнішнього ринку буде приречене на занепад.

Еколого-економічна оцінка агроecosystem. Економічний розвиток України значною мірою залежить від ефективного використання земель сільськогосподарського призначення. Земельні ресурси в цьому аспекті можна розглядати як природне середовище, як виробничий ресурс і соціальну категорію. Економічна оптимізація землекористування з метою отримання найбільшого прибутку досягається насамперед на засадах відтворення природної родючості ґрунтів. Раціональне використання природних ресурсів, зокрема земель сільськогосподарського призначення, безперечно, є економічною категорією. Ефективне використання наявного природно-ресурсного потенціалу обов'язково має супроводжуватись його відтворенням та охороною від деградації та виснаження [81, 115, 215, 244]. Тому економічна складова землекористування має спрямовуватись на збереження та відтворення земель як основного природного ресурсу і основного засобу виробництва в агросфері. За висновками Л.Д. Павловської та В.П. Славова [181], у сільському господарстві використовується забагато природних і енергетичних ресурсів, які мають доволі низьку ефективність і високу екологічну небезпеку. Невипадково впродовж останніх 50–60 років змінилася структура агроландшафтів, спостерігається виснаження родючості ґрунтів, прогресує водна і вітрова ерозія, зникло або занепадає багато малих річок. У книжці академіка НААН А.В. Яцика «Екологічні основи раціонального водовикористання» наведено аналіз використання водних, земельних, лісових, рекреаційних ресурсів у межах водозбірних басейнів, розглянуто сучасні умови функціонування екосистем малих річок, напрями і способи

їх відтворення способом насамперед удосконалення систем землекористування в межах їх водозборів та управління поверхневим стоком [273]. У сільськогосподарській діяльності прибуток отримується переважно за рахунок природної родючості – до 80% та лише 20% за рахунок агротехнологій [177]. М.В. Калінчик зробив висновок про те, що завжди є суперечність між можливістю досягнення максимальної поточної продуктивності агроecosystem і збереженням родючості ґрунтів. Для збереження природної рівноваги необхідно знаходити розумний баланс між економічними результатами та їх екологічними наслідками. В умовах ринкової економіки крім дотримання екологічної системи управління і застосування відповідних технологій виробництва сільськогосподарської продукції необхідно забезпечити їх достатньо високу конкурентоспроможність [92].

Отже, Еколого-економічну оцінку використання сільськогосподарських земель слід розглядати як сукупну результативність процесу виробництва аграрної продукції з урахуванням екологічного впливу сільського господарства на навколишнє середовище і змін якісного стану земельних ресурсів унаслідок їх деградації та радіоактивного забруднення.

Результативність виробництва визначається комплексною економічною категорією, характеристика якої відбувається внаслідок ефективності використання у засобах виробництва праці. Рівень ефективності визначається співвідношенням ефекту (результату) і виробничих затрат або ресурсів.

Водночас ефект від виробничих затрат або ресурсів тісно пов'язаний з ефективністю використання землі, що включає економічну, екологічну та соціальну складові. Критерієм економічної ефективності є рівень і темпи збільшення валового і чистого доходу з кожного гектара землі за найменших затрат на виробництво одиниці продукції. Ефективність використання земельних ресурсів також залежить від родючості ґрунту, водного та теплового режиму, фотосинтетичної активності. Тому ефективність використання земель передбачає максимальне виробництво продукції з одиниці площі та гармонійне поєднання природного та економічного потенціалу з орієнтацією на відтворення родючості ґрунтів.

Показники з використання земель поділяють на такі, що характеризують землі як територіальну та просторову базу для розміщення

виробництва, а також, за якими земля оцінюється як основний засіб виробництва [106]. Розрізняють повноту, характер і рівень ефективного використання земель. Повнота використання земель визначається ступенем залучення земель у сільськогосподарський оборот. Про характер використання земель свідчить склад земель за видами угідь, структура посівних площ, господарський стан земель.

Ефективність використання земельних угідь зумовлена оцінкою родючості земель і рівнем виробництва. Ступінь використання землі визначається за коефіцієнтами освоєння землі для сільськогосподарського виробництва, розораності сільськогосподарських угідь, коефіцієнтом використання ріллі [105].

Як економічну оцінку землі також використовують вартість валової продукції і чистий дохід з одиниці площі, виробництво продукції на одиницю витрат, вартість валової продукції, окупність витрат і диференційний дохід [108, 110, 226].

Екологічна ефективність характеризується забезпеченням умов відновлення природного середовища, що важливо для здійснення процесу сільськогосподарського виробництва. Родючість ґрунтів і показники їх забруднення є індикаторами екологічно безпечного функціонального використання території [103, 111–112]. Екологічна ефективність має відображати ступінь результативності екологічних заходів. Під економічними збитками від деградації навколишнього природного середовища мають на увазі грошову оцінку негативних змін в довкіллі. За визначення шкоди, нанесеної земельним ресурсам, спочатку визначають зміни в натуральних показниках, а потім дають їх економічну оцінку, використовуючи при цьому показники економічних затрат: на відтворення екологічних та виробничих функцій ґрунтів, рекультивацію земель, контроль за якістю ґрунтів і продукції [116].

Отже, в сучасних умовах для оцінки використання земельних угідь необхідно використовувати Еколого-економічний підхід, який передбачає оцінку як виробничого ефекту (приріст врожаю в натурі, оцінка в грошовому вираженні), так і витрат виробництва, зокрема енерговитрат, а також екологічної складової комплексного ефекту (запобігання ерозії, втрат гумусу, накопичення симбіотичного азоту, рекреаційний ефект) [51].

Соціальна ефективність використання агроєкосистем визначається їх здатністю до забезпечення населення високоякісними про-

дуктами харчування, робочими місцями та комфортними умовами проживання.

Питанням економічного оцінювання і використання агроресурсного потенціалу природокористування присвячені також роботи Л.Я. Новаковського, О.І. Фурдичка, В.М. Русана, А.Г. Тихонова, А.Я. Сохнич, В.А. Борисова, А.М. Гончарова, В.В. Іванишина, О.Л. Корчинської, Л.О. Машули, В.Г. Андрійчука, П.Н. Чогута та ін. [14, 46, 52, 58, 63, 82, 90, 130, 149, 162, 215, 223, 230,231, 251, 265, 267].

В умовах науково-технічного прогресу, зростання чисельності населення і його матеріальних потреб і, як наслідок, зростання негативних антропогенних навантажень на природне середовище, потрібна принципово нова екологічна стратегія, теоретичним підґрунтям якої є вчення В.І. Вернадського про організованість біосфери. А суть цієї стратегії, на нашу думку, – це перехід до агроекологічної парадигми замість домінантної нині технократичної. Ця система уявлень забезпечує постійний екологічно безпечний і збалансований розвиток виробничих сил, функціонування всіх галузей та сфер, зокрема й аграрної економіки. Зрозуміло, що цю стратегію розвитку сільськогосподарських територій потрібно адаптувати до різних природно-кліматичних умов з метою отримання кращих економічних, енергетичних і екологічних ефектів у їх оптимальному поєднанні. Саме вирішенню цього завдання щодо особливостей радіоактивно забруднених земель Житомирського Полісся присвячені дослідження, результати яких викладено в монографії.

Екологічно збалансовані агроєкосистеми та їх біоенергетичний аналіз. Термін «система» застосовується для позначення упорядкованих сукупностей елементів, компонентів чи процесів, які утворюють нову цілісність з інтегрованими властивостями, що не зводяться до властивостей її компонентів, узятих окремо. Ціле – завжди система. Цілісність – її найважливіша властивість, яка виявляється у вигляді симетрії, додатковості, наявності кругообігів і, як наслідок усього цього, в збереженні своїх найважливіших властивостей. Слід наголосити, що методологія системного аналізу набула поширення в різних галузях знань. Такий підхід дає змогу найефективніше і цілеспрямованіше проводити дослідницьку роботу. Рациональне використання антропогенних ресурсів в

агроєкосистемі повинно ґрунтуватися на досягненні максимальної біологічної продуктивності, мінімальному порушенні природних екосистем, збереженні здатності щодо самовідновлення й саморегуляції [19].

У багатьох випадках агроландшафти, в яких природні зв'язки цілеспрямовано змінені, сприяють повнішому й ефективнішому використанню природних ресурсів. Так, екологічно збалансований агроландшафт характеризується високою біологічною продуктивністю й інтенсивним кругообігом речовин. Штучне регулювання водного балансу зводить до мінімуму такі негативні процеси, як, наприклад, ерозія ґрунтів [222, 242].

Вузька спеціалізація агроєкосистем сприяє порушенню природної рівноваги. Якщо в природній екосистемі всі види пристосовані один до одного з точки зору трофічних та інших зв'язків так, що загалом вони забезпечують замкнутість циклів кругообігу речовин, то в агроєкосистемах ці зв'язки порушено. Звідси виникає необхідність поповнення агроєкосистем значною кількістю штучної енергії й біогенних елементів. Збіднення агроєкосистеми біологічними видами також може спричинити розбалансування багатьох екологічних процесів, тому їх необхідно компенсувати спеціальними заходами, наприклад, науково обґрунтованими сівозмінами. Отже, на відміну від природних екосистем, агроєкосистеми потребують цілеспрямованої антропогенної, зокрема інтелектуальної діяльності. Найважливішою характеристикою агроєкосистем є величина нагромадження енергії за визначений проміжок часу в синтезованій органічній речовині. Формування продуктивності рослин у всіх випадках є процесом перетворення основного входу в цю систему сонячної енергії за допомогою фотосинтезу у хімічну енергію урожаю, що являє собою основний вихід із системи [194].

Основний вид енергії, що бере участь в утворенні сільськогосподарської продукції, – це енергія сонячного випромінювання. Коефіцієнти використання фотосинтетичної активної радіації (ФАР) агроценозами є найважливішим об'єктивним показником ефективності землеробства. Нині у посівах ККД ФАР сягає 1, максимум 2% [83, 218].

Для стійкого і високопродуктивного функціонування агроєкосистем потрібні додаткові витрати антропогенної енергії, кіль-

кість якої на сьогодні становить близько 2% загальних витрат на виробництво біопродукції. Загальною тенденцією сучасного землеробства є постійно прогресуюче нарощування витрат енергії для отримання одиниці рослинницької продукції. Це пов'язано зі збільшенням застосування мінеральних добрив, хімічних засобів захисту рослин, пального, технічних засобів, електроенергії та інших енергоносіїв.

Найважливіша передумова ефективного використання антропогенної енергії – це збереження і підвищення родючості ґрунту як основного й незамінного в майбутньому засобу виробництва в агросфері. Отже, системи землекористування мають забезпечувати не лише високу біологічну продуктивність, а й у процесі функціонування відновлювати родючість ґрунту, його енергомісткість як основи ґрунтової родючості. Вирішення цього питання неможливе без наявності об'єктивної інформації стосовно екологічного стану агроєкосистем і, відповідно, проведення агроєкологічного моніторингу [148].

Як зараз, так і в майбутньому дедалі актуальнішим стає пошук альтернатив, що будуть сприяти не лише розв'язанню екологічних проблем в агросфері, а й формуванню стійких агроєкосистем, які забезпечать отримання безпечних продуктів харчування, що насамперед пов'язано з відтворенням агроєкологічних функцій ґрунтів та їх еколого-енергетичного стану [44].

Вчення про біосферу В.І. Вернадського ґрунтується на системному підході, за допомогою якого встановлено тісну взаємодію між живим та неживим, а також їх зв'язок з енергією сонця [38, 269]. В основу генетичного ґрунтознавства, засновником якого є В.В. Докучаєв, а також вчення В.І. Сукачова про біогеоценози, яке визначає нові способи пізнання процесів матеріально-енергетичної взаємодії біосфери, також покладено метод системного аналізу [67, 238]. Його застосування дає змогу зробити висновок, що основою функціонування всіх без винятку систем є енергія. Тому вивчення природних процесів на енергетичній основі дає змогу отримати уявлення про усі явища загалом. Енергія виступає інтегральним мірилом руху і взаємодії усіх видів матерії, зв'язує в систему наші уявлення про різноманітні явища природи. Отже, системно-енергетичний підхід – це методична спрямованість досліджень складних систем з позиції їх енергетичного стану. За своєю суттю

енергетичний підхід в оцінці агроecosystem зумовлений такими положеннями, які вперше були сформульовані С.А. Подолінським [194]:

1. Усі процеси в природі відбуваються завдяки енергії і головним її джерелом є сонячна радіація. Усі інші джерела переважно, є її похідними.

2. Закон збереження енергії свідчить про загальну природу взаємоперетворення різних форм енергії. Методична цінність підходу до дослідження енергоциклів у системах «людина–агроценоз–сонячна енергія» і «людина–агроценоз–зооценоз–сонячна енергія» полягає в тому, що він дає змогу уявити явища в найповнішому вигляді та об'єктивнішій формі.

За вивчення біосферних процесів з використанням енергетичних критеріїв з'являється можливість описувати процеси, які відбуваються в біосфері, в найбільш узагальненій формі, в їх основній суті, оцінювати в єдиних кількісних одиницях. Біоенергетичний аналіз розкриває також структуру взаємодії основних складових ландшафтів, систем землеробства та їх енергопотоків. Оцінка й аналіз перетворення природної й антропогенної енергії в агроценозах дає змогу виявити способи удосконалення технологічних процесів і систем землекористування [4, 44, 104].

Звичайно, системний аналіз у сільському господарстві має враховувати рівень або ефективність використання природно-ресурсного потенціалу, що значною мірою залежить від організації виробництва, соціально-економічних відносин, спроможності виробників ефективно використати інформативний ресурс, зокрема наукові розробки [32, 33].

Сільськогосподарська система виробництва ґрунтується на двох видах енергії – природній і штучній. До природної належить сонячне випромінювання, що забезпечує реалізацію процесів фотосинтезу. Штучна енергія поділяється на біологічну й промислову. До біологічної енергії належить праця людини і тягової сили тварин, а також енергія рослинної біомаси. Промислова енергія – це як безпосередня енергія електростанцій і пального, так і енергія, втілена у засобах виробництва.

Отже, головною перевагою енергетичної оцінки є можливість показати всі складові сільськогосподарського виробництва в єдиних сталих величинах в певний проміжок часу, на відміну від вартісних

параметрів, за яких це практично неможливо внаслідок наявності динамічних інфляційних процесів.

Врахувати зміни енергопотенціалу ґрунту в енергобалансі агро-екосистеми можна, визначивши абсолютні величини накопичення або втрат поживних речовин та органічного вуглецю. Для проведення еколого-енергетичної оцінки різних систем землеробства, агротехнологій і агроєкосистем загалом з урахуванням змін еколого-енергетичних параметрів ґрунту розроблено різні методичні підходи [9, 31, 42]. Однак основні методичні принципи оцінки енергетичної ефективності агротехнологій і систем землеробства передбачають визначення:

- надходження ФАР на посіви кожної сільськогосподарської культури за вегетаційний період і за ротацію сівозміни загалом;
- затрат ресурсів антропогенного походження на вирощування культур сівозміни в енергетичному виразі;
- зміни енергомісткості й енергопотенціалу ґрунту в результаті застосування різних агротехнологій за ротацію сівозміни;
- виходу енергії урожаю окремих культур сівозміни і за ротацію сівозміни.

Установивши наведені вище характеристики, визначають показники енергетичної ефективності агротехнологій і зокрема ККД ФАР, коефіцієнт енергетичної ефективності (K_{ee}) без урахування та з урахуванням змін енергопотенціалу ґрунту, а також показник біологічної акумуляції енергії (БАЕ).

Розуміння біоенергетичної суті виробництва продовольства, кількісне врахування і аналіз процесів перетворення потоків вільної енергії в агроєкосистемах дає змогу визначити перспективні напрями розвитку агротехнологій. Технології виробництва сільськогосподарської продукції забезпечувати найповніше використання природних агроенергетичних ресурсів, зменшити питомі витрати антропогенної енергії на одиницю продовольства та знижувати негативну дію на навколишнє природне середовище, зокрема на родючість ґрунту [113].

Значні витрати антропогенної енергії в агроєкосистемах, наприклад, впровадження інтенсивних технологій, зазвичай пов'язані з більшим або меншим негативним впливом на навколишнє природне середовище. Це зумовлено як самим процесом отримання енергії, наприклад, на теплових або атомних електростанціях, так і наступ-

ним її використанням, і зокрема на виробництво мінеральних добрив, хімічних меліорантів, пестицидів [24].

Особливо актуальною в цьому сенсі є проблема додаткових витрат антропогенної енергії для компенсації втраченої родючості ґрунту внаслідок різних деградаційних процесів. Ці витрати енергії можливо значною мірою мінімізувати, зменшувати техногенний прес на екосистеми і так знизити погіршення стану довкілля. Отже, енергетичний аналіз агроекосистем дає можливість визначити енерговитратні ланцюги й процеси та запропонувати альтернативні, заходи меншої енергомісткості, і таким чином знизити антропогенне навантаження на сільськогосподарські ландшафти та підвищити конкурентоспроможність аграрного виробництва. Завдяки цьому підвищується сталість, екологічна безпечність та економічна ефективність сільськогосподарських виробничих систем [8].

Для розроблення ресурсоощадних агротехнологій необхідно визначити структуру витрат антропогенної енергії в агроекосистемах з обов'язковим урахуванням змін енергетичного стану ґрунтів. У цьому процесі основним є кількісне порівняння різних альтернативних підходів і витрат антропогенної енергії для отримання однакової продуктивності виробничої системи, сівозміни або окремої культури за обов'язкової умови збереження екологічних і продуктивних функцій ґрунтів [10].

За визначення ефективності агротехнологій і систем землекористування обов'язково необхідно враховувати їх вплив на показники родючості ґрунту та передбачити в технологічному процесі операції з відновлення вихідного енергопотенціалу ґрунту. У разі невиконання цієї умови якість ґрунтового покриву погіршується, відкладені витрати на поновлення енергетичних параметрів ґрунту зростають, продуктивність ріллі неминуче знижується, а відновлення вихідних показників родючості потребує значних антропогенних витрат.

Результатом річного кругообігу речовини в агроекосистемі є енергетичний ефект у вигляді урожаю як надземної, так і ґрунтової біомаси. Важливо, щоб «чистий прибуток» енергії формувався більший переважно завдяки дії біологічних факторів за відновлення енергопотенціалу ґрунту і мінімізації використання антропогенних ресурсів. Зрештою, саме для розв'язання цієї проблеми з метою можливості оптимізації енергетичного балансу в агроекосистемах були узагальнені й удосконалені методичні підходи щодо

об'єктивної біоенергетичної оцінки агротехнологій і систем землеробства [243].

Отже, технологічні процеси виробництва сільськогосподарської продукції, еколого-агрохімічний стан ґрунтів, потенціал їх продуктивності оцінюються системою різних показників. Зіставлення їх неможливе через використання різних одиниць вимірювання. Тому дедалі актуальнішим стає питання оцінки агроєкосистем не лише в економічних, а й в енергетичних та комплексних економіко-енергетичних показниках, що створює об'єктивні критерії для системного аналізу ефективності різних або перспективних моделей розвитку сільськогосподарського виробництва.

Дотримання пріоритетів та основні завдання наукового супроводу реабілітації забруднених земель. Серйозним недоліком роботи на минулому етапі ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС слід визнати недотримання поставлених пріоритетів. Часто роботи проводили одночасно в усіх напрямках, незважаючи на брак коштів. Це призвело до розпорошення коштів і неповного виконання невідкладних заходів, знижувало ефективність капітальних вкладень. З огляду на важливість проблеми раціонального розподілу сил і засобів (дотримання пріоритетів), за підтримки ЄС було виконано проект «Пріоритизація програми мінімізації наслідків аварії». Результати проекту отримали високу оцінку, однак у перший рік були реалізовані вкрай незначною мірою, а надалі практично повністю забуті.

Відсутність системи встановлення пріоритетів і контролю за їх дотриманням стали причиною багатьох недоліків за реалізації програми мінімізації наслідків аварії (МНА). Як наочний приклад можна розглядати брак коштів на надання медичної допомоги ліквідаторам, які були опромінені високими дозами, наявність понад п'ятидесяти критичних населених пунктів з високими рівнями забруднення молока навіть через 31 рік після аварії.

Головний же урок полягає, на нашу думку, в тому, що Програма МНА передбачала проведення певного обсягу робіт в межах виділених коштів, а не досягнення конкретного результату.

Вчені в галузі сільськогосподарської радіології отримали визнання в Україні і далеко за її межами як лідери наукових напрямів у базових галузях радіоекології, радіаційної безпеки та екології. Вони з 1986 р проводили активні наукові дослідження, визначаючи їх напрями та методологію, здійснювали керівництво національними і

міжнародними науковими програмами. Розроблено нові методи зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, з кормів до організму тварин і одержувану тваринну продукцію, з сільськогосподарської сировини в продукти харчування. Створена радіологічна школа забезпечила агропромисловий комплекс рекомендаціями з ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території, які уточнювалися кожні два роки.

Починаючи з 1994 р. обсяги фінансування наукових досліджень скорочувалися. Упродовж багатьох років програма наукового супроводу включала лише найбільш злободенніші питання. З 1998–2000 рр. скорочення фінансування наукового супроводу програми відбувалося особливо швидкими темпами.

Отже, програма залишилася без наукового супроводу та було скорочено фактично до мінімуму всі наукові дослідження, пов'язані з Чорнобильською катастрофою. Бюджетне фінансування Національної та галузевих академій наук унеможливило проведення таких досліджень за рахунок виділених на це коштів. Наукові колективи і підрозділи, що спеціалізувалися на проблемах Чорнобиля, переважно вже розпалися, що є майже не виправною втраатою.

За час, що минув після аварії на ЧАЕС, отримано унікальні наукові результати, накопичений значний обсяг експериментальних даних про поведінку довгоживучих радіонуклідів у трофічних ланцюгах, які об'єднано в комп'ютерні бази даних. Упродовж 1999–2002 рр. в рамках франко–німецької ініціативи (FGI) узагальнено й інтегровано бази даних (БД) трьох країн СНД – України, Білорусі та Росії. Досвід і знання, відображені в БД, практично безцінні, оскільки експериментальне моделювання процесів, що відбуваються в системі «ґрунт–рослина–тварина–людина», потребує десятиліть. БД можна розглядати як експериментальну основу для розробки та уточнення моделей надходження РН в організм людини через харчові ланцюги, а також системи радіаційних прогнозів загалом і оцінки ефективності контрзаходів. Однак не налагоджена централізована схема обліку, зберігання і використання баз даних, інформація розпорошується і губиться. Окрім того, значну частину матеріалів не опубліковано, не здійснено комплексного міждисциплінарного аналізу й узагальнення наукових і виробничих звітів, зокрема ветеринарної та агрохімічної служб. На майбутнє слід централізувати ведення баз даних та зберегти накопичений дорогою ціною досвід.

Науковці Західної Європи вже в гострому періоді аварії підтвердили коректність застосовуваних в країнах СНД методів наукових досліджень та правильність основних оцінок медико-біологічних і соціальних наслідків аварії, що сприяло зміцненню авторитету науки і її ролі в ліквідації наслідків аварії, об'єктивності й уніфікації ухвалених політичних рішень, зменшенню радіофобії серед населення.

Прикладом правильної організації ведення сільського господарства на забруднених територіях продовжує бути Білорусь. Незважаючи на значний обсяг проведених захисних заходів в попередні роки, інтенсивність їх проведення зростає. В поточний період захисні заходи мають спрямовуватися на досягнення і підтримання оптимальних агрохімічних властивостей забруднених ґрунтів, за яких можлива найбільша продуктивність сівозмін та гарантоване виробництво нормативно чистої сільськогосподарської продукції на радіоактивно найзабрудненіших полях і ділянках.

В Україні починаючи з 1993–1994 рр. обсяги застосування засобів хімізації і меліоративних заходів знижуються. Внаслідок цього рівень забруднення ^{137}Cs продукції багатьох господарств порівняно з 1991–1994 рр., коли добрива застосовували в оптимальних обсягах, подекуди зріс. Те саме можна сказати і про дефіцит основних елементів живлення рослин у ґрунті.

Необхідно зробити пріоритетом заходи зі зниження рівня радіоактивного забруднення ґрунтів та сільськогосподарської продукції в населених пунктах, де триває споживання населенням молока і деяких інших продуктів з перевищенням нормативу питомої активності ^{137}Cs . За 30 років держава зобов'язана розв'язати проблему постачання дітям радіологічно «чистого» молока. Для цього потрібно фінансування в обсязі кількох десятків мільйонів гривень та їх адресне пріоритетне використання.

З метою максимальної мінімізації обсягів за умов гострого дефіциту інвестицій в екстреному порядку слід розробити механізм науково-технічної експертизи програм, підвищити відповідальність місцевих адміністрацій за виконання програм і досягнення запланованих результатів.

За участю вчених слід переглянути і обґрунтувати систему радіаційного контролю якості продукції, зосередивши її переважно в найкритичніших регіонах, вжити заходів для збереження досвід-

чених кадрів радіологів та працездатності ветеринарних та агрономічних радіологічних служб на всій території зони радіоактивного забруднення.

Слід зауважити, що в Україні досі не створено рекомендацій щодо дій в аварійних ситуаціях для різних служб, не забезпечене своєчасне виконання контрзаходів – заборонних, обмежувальних, сільськогосподарських та ін. Більшість керівників центрального та місцевих рівнів, тим більше фермерів і місцевого населення, не ознайомлена навіть з чинними «Рекомендаціями ...». Досі залишається не забезпеченим ефективний захист від йодної атаки. Для країни з економікою, що розвивається, атомною енергетикою ці проблеми мають бути невідкладно розв'язані.

Необхідним є створення програми наукового супроводу робіт на наступний період і забезпечення її фінансування, передбачення проведення робіт із централізованого збереження й поповнення баз даних.

Розв'язання проблеми виробництва нормативно чистих за ^{90}Sr продуктів харчування можливе лише способом планової трансформації земель, диференційованого розміщення посівів сільськогосподарських культур і цільового використання кінцевої продукції на основі прогнозу забруднення врожаю з урахуванням властивостей ґрунтів і радіаційного контролю. Наприклад, зерно з підвищеним умістом ^{90}Sr доцільно використовувати на насіння, фураж або переробляти на спирт, а молоко переробляти на масло. Забруднене зерно можна використовувати без обмежень на корм тваринам і для переробки на спирт з наступним використанням проміжного продукту для відгодівлі великої рогатої худоби. При цьому сільськогосподарські тварини виступають в ролі ефективного «біологічного фільтра» на шляху надходження радіонуклідів до організму людини.

Економічний розвиток – шлях до реабілітації радіоактивно забруднених територій. Інтенсивні контрзаходи разом з радіоекологічним забезпечують значний економічний ефект. У Білорусі, наприклад, рентабельність в низці господарств досягла рівня 40%. Підвищення рентабельності господарств у радіоактивно забрудненій зоні є головним напрямом у реабілітації сільських поселень і на майбутнє.

У сучасних соціально-економічних умовах вкрай необхідно розпочати освоєння виведених із землекористування земель. З метою

залучення інвестицій потрібно зняти всі обмеження на розвиток і будівництво в постраждалих регіонах, за винятком територій, виведених із експлуатації. За поставарійний період у Білорусі повернуто в сільськогосподарське використання 14,6 тис. га земель зони відселення. Освоєна частина територій цієї зони розташована в Україні. За минулі 30 післяаварійних років не проведено детального ґрунтово-агрохімічного і радіологічного обстеження перспективних для освоєння земель.

Нині економічно виправданим може бути використання лише окремих ділянок, виведених з обороту перелогових земель, що безпосередньо прилягають до кордонів господарств, забезпечених робочою силою і технікою. Однак все зазначене вище, безперечно, не стосується, території зони відчуження, яка не може бути повернута в сільськогосподарське використання навіть у віддаленій перспективі внаслідок надвисокої щільності забруднення багатьма довгоживучими радіонуклідами, зокрема плутоній-238, 239, 240, 241 і америцій-241, які мають здатність з часом накопичуватися.

Отже, проблеми ведення сільського господарства на забруднених територіях є досить актуальними й дотепер, через 31 рік після аварії на ЧАЕС, і мають надалі привертати пильну увагу аграрної науки на завершальному етапі ліквідації наслідків Чорнобильської аварії [88].

Підсумовуючи все викладене вище, можна резюмувати, що в процесі реформування аграрного сектору економіки відбулись трансформаційні зміни, пов'язані з галузевою асиметрією сільськогосподарського виробництва, яка своєю чергою, пов'язана з його зміщенням у бік переважно рослинницької спеціалізації та вирощування таких інтенсивних культур, як пшениця озима, соняшник, кукурудза та ріпак за значного звуження галузі тваринництва. Внаслідок цього зменшилася кількість органічних добрив від 8–10 до 0,5–1,0 т/га ріллі, що призвело до дегуміфікації ґрунтів, зростання емісії CO₂ у атмосферу, зменшення їх протиерозійної стійкості та частковій втраті агроекологічних функцій. Усі ці негативні зміни є особливо небезпечними в зоні Полісся з забрудненим радіонуклідами ґрунтовим покривом низької родючості.

Надзвичайно актуальним на цьому етапі розвитку агросфери є розроблення ефективних механізмів регулювання державою спрямованості формування економічно та екологічно високоефективних

систем аграрного виробництва, зокрема на радіоактивно забруднених землях, що повертаються до активного сільськогосподарського використання.

В умовах дефіциту енергетичних ресурсів особливого значення набуває біоенергетичний аналіз за формування ресурсо- та енергоощадних агроєкосистем, що дає змогу виявляти їх слабкі і сильні сторони та завчасно застосовувати заходи, які забезпечують їх сталий розвиток насамперед через відтворення агроєкологічних функцій ґрунтів. Сільськогосподарське виробництво є невід'ємною частиною зони Полісся, зокрема на територіях, забруднених радіонуклідами. Тому відтворення агроєкологічних функцій радіоактивно забруднених найбільш поширених та придатних для повернення в аграрне виробництво дерново-підзолистих ґрунтів є пріоритетним соціальним та екологічним завданням для території зони Полісся.

Також вкрай необхідною є організація ведення регіонального агроєкологічного моніторингу за безпечним використанням радіоактивно забруднених земель, повернутих у сільськогосподарське виробництво, а також з контролю за якістю отриманої продукції.

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВІДТВОРЕННЯ АГРОЕКОЛОГІЧНИХ ФУНКЦІЙ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ УГІДЬ ПОЛІССЯ

2.1.

ОЦІНЮВАННЯ СИСТЕМ ВІДТВОРЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ ПОЛІССЯ

Дослідження щодо оцінювання систем відтворення радіоактивно забруднених земель Полісся України проведено науковцями Інституту агроекології і природокористування НААН на 4-х рівнях. Завданням першого рівня, як описано в попередніх розділах, було проаналізувати умови регіону, зокрема встановити закономірності змін клімату регіону, параметрів ґрунтового покриву та його радіоактивного забруднення. На другому етапі впродовж 2012–2015 рр. у стаціонарному агротехнічному досліді на території дослідного господарства (ДГ) «Грозинське» Інституту сільського господарства Полісся НААН вивчено ефективність традиційних та альтернативних систем з відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених ґрунтів. На третьому рівні традиційні й альтернативні системи відтворення агроекологічних функцій ґрунту було розглянуто як теоретичні моделі агроекосистем різної спеціалізації з досягнутими у досліді рівнями врожайності сільськогосподарських культур і продуктивності сівозмін. Завданням четвертого рівня було на основі результатів, отриманих в попередніх дослідженнях, опрацювати перспективні сценарії розвитку ДГ «Грозинське» Коростенського р-ну Житомирської обл., територія якого забруднена радіонуклідами до 15 Кі/км².

Клімат області помірно континентальний, м'який з достатньою кількістю опадів, прохолодним літом та м'якою зимою з нестійким сніговим покривом. Зміна морозів потеплінням у зимово–весняний період ускладнює перезимівлю озимих культур та багаторічних трав. Середньорічна кількість опадів у Поліссі – 550–650 мм, з них 350–400 мм припадає на весняно–літній період. Окремими роками впродовж вегетаційного періоду 15–20 і більше днів буває без опа-

дів, що на легких ґрунтах зумовлює ґрунтову посуху. Сума активних температур становить 2300–2550°C. Тривалість періоду з активними температурами 150–155, а безморозного – 160–170 днів. За достатньої забезпеченості теплом і вологою в зоні Полісся можна вирощувати зернові, картоплю, овочі, льон, хміль та отримувати непогані врожаї кукурудзи, кормових коренеплодів, багаторічних трав.

За період 1960–2014 рр. динаміка середньорічної температури повітря спрямована в бік зростання від 6,3 до 8,6°C (рис. 2.1), тобто за 54-річний період зросла на 2,3°, або 0,04°C в рік. Середньорічне значення температури повітря за 1991–2014 рр. на 1,2°C перевищує середнє значення 1960–1990 рр. Найінтенсивніше підвищення температурного режиму за період 1991–2014 рр. спостерігається в зимовий сезон – на 1,5°C, літній – на 1,4 та весняний – на 1,3°C, тоді як за осінній період вона зросла лише на 0,6°C (рис. 2.2).

Загальна динаміка річних сум опадів з 1961 по 2014 рр. також спрямована в бік незначного зростання від 597 до 621 мм (рис. 2.3), або на 4%. У розрізі сезонів року лише в літній період динаміка кількості опадів спрямована в бік зниження (рис. 2.4).

Оцінка динаміки гідротермічного коефіцієнта (ГТК) за квітень–вересень свідчить, що з 1961 р. до кінця 90-х років минулого століття його загальна тенденція була спрямована у бік зростання від 1,32 до 1,58, а з 1991 р. по 2014 р. – у бік істотного зниження до 1,04 (рис. 2.5). Тобто умови зволоження вегетаційного періоду змінилися від вологих і надмірно вологих до недостатньо вологих.

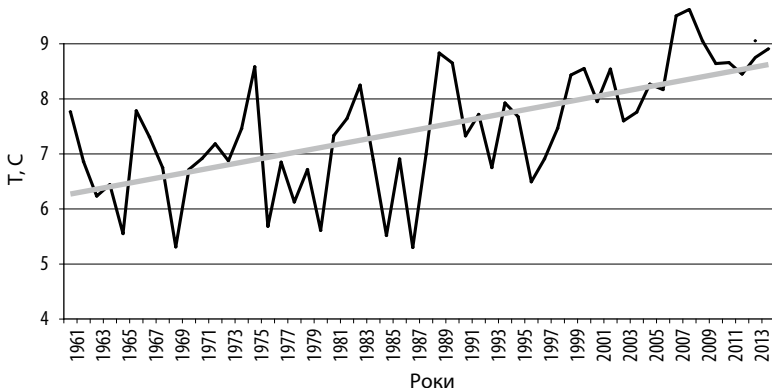


Рис. 2.1. Динаміка середньорічної температури повітря по метеостанції м. Житомир за 1961–2014 рр.

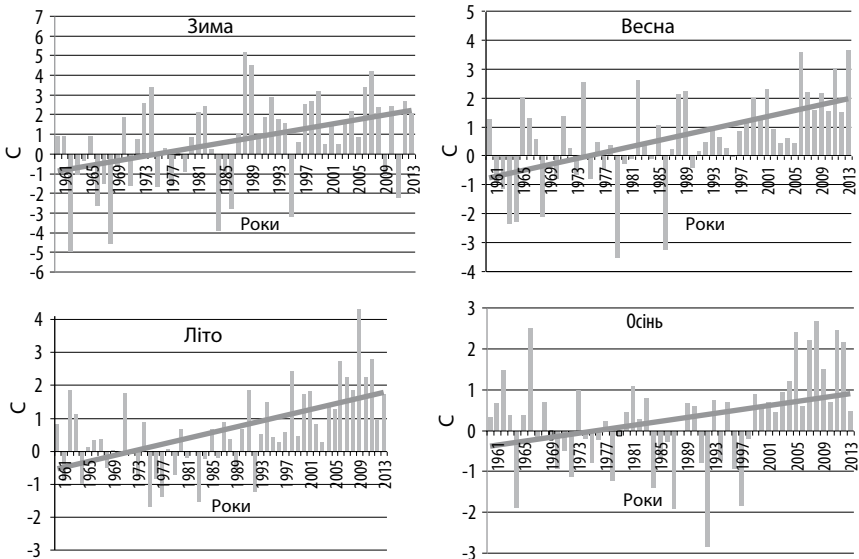


Рис. 2.2. Динаміка відхилень температури повітря за сезонами року від норми за 1961–2014 рр. (за даними метеостанції м. Житомир)

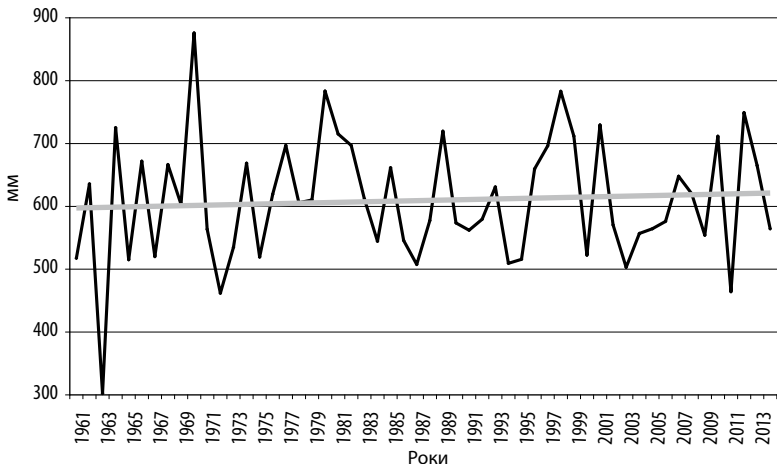


Рис. 2.3. Динаміка річних сум опадів по метеостанції м. Житомир за 1961–2014 рр

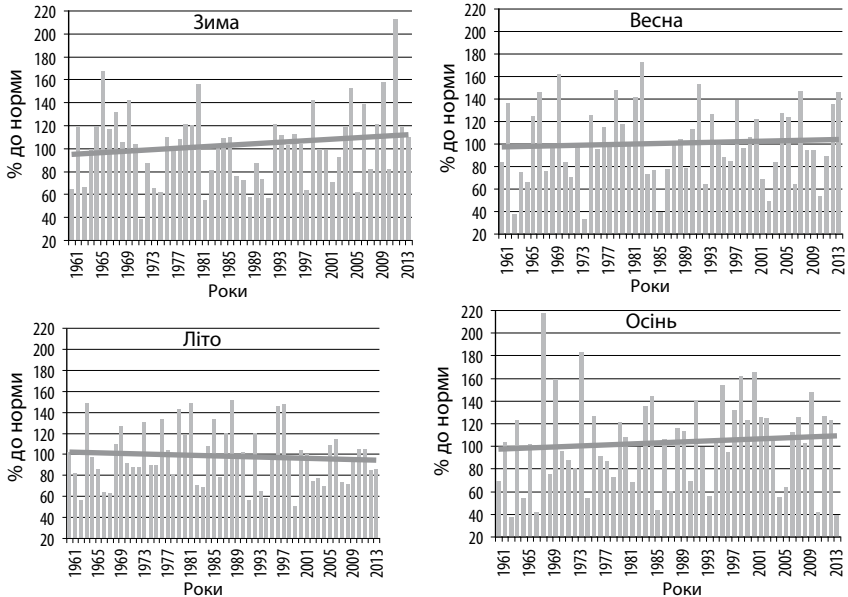


Рис. 2.4. Динаміка відхилень річних сум опадів за сезонами року від норми за 1961–2014 рр. від норми (за даними метеостанції м. Житомир)

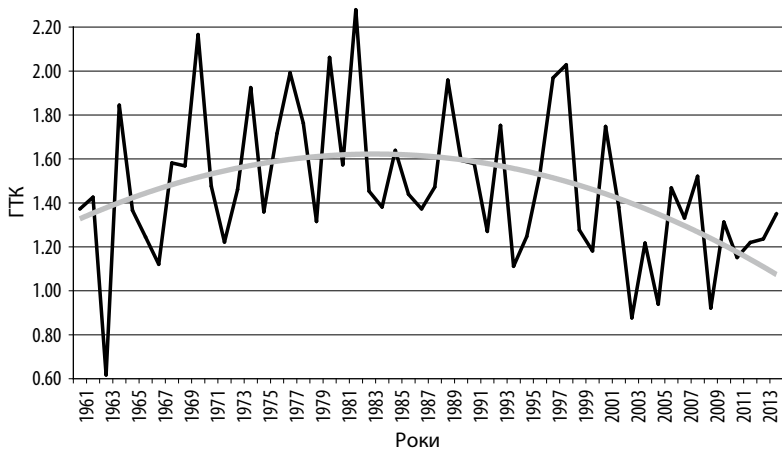


Рис. 2.5. Динаміка гідротермічного коефіцієнта квітня–вересня (за даними з метеостанції м. Житомир), 1961–2014 рр.

Таблиця 2.1. Імовірність повторень різних градацій ГТК, %

ГТК квітня–вересня	Періоди		
	1961–2014 рр.	1961–1990 рр.	1991–2014 рр.
<1,60 (надмірно вологі)	25	34	16
1,21 – 1,60 (вологі)	60	60	60
0,91 – 1,20 (недостатньо вологі)	11	3	20
0,61 – 0,90 (посушливі)	4	3	4
>0,60 (дуже посушливі)	0	0	0

Загалом по регіону за 1961–2014 рр. з імовірністю 25% спостерігаються надмірно вологі умови вегетаційного періоду, в 1961–1990 рр. їх імовірність сягала 34%, а за останні 24 роки – знизилась до 16% (табл. 2.1). Тобто перезволожені умови спостерігаються майже вдвічі рідше. Вологий вегетаційний період спостерігаються в 60% випадків і частота його повторення залишається стабільною. Недостатньо вологі умови у вегетаційний період впродовж 1961–1990 рр. спостерігались лише у 3% випадків, а в 1991–2014 рр. імовірність їх повторення зросла до 20%.

Отже, незважаючи на незначну тенденцію до підвищення кількості атмосферних опадів, умови зволоження вегетаційного періоду внаслідок значного підвищення термічного режиму загалом у регіоні погіршуються. Однак водночас знижується необхідність осушувальних меліоративних заходів. Близька ймовірність повторень надмірно вологих і недостатньо вологих умов вегетаційного періоду свідчить про доцільність двобічного регулювання водного режиму.

У 2010–2014 рр. середньорічна температура повітря на 1,6–2,0°C перевищувала нормативне значення і коливалась від 8,5 до 8,9°C, (табл. 2.2). У розрізі сезонів року також простежувався підвищений термічний режим. Лише в зимовий період 2010 та 2012 рр. середня температура повітря була на 1,1–2,2°C нижчою від звичайної і становила мінус 5,5–6,6°C.

Найтепліший весняний період був у 2012 та 2014 рр., коли середньосезонна температура повітря на 3,0–3,7°C перевищувала норму, а аномально високі температури повітря у літній період – у 2010 р. Отже, в регіоні останніми роками збереглася загальна тенденція до потепління в контексті глобальних кліматичних змін.

Режим зволоження за роками відзначався нестійким характером. Річна сума опадів коливалась від 464 мм (76% норми) в 2011 р. до 749 мм (123% норми) в 2012 р.

Таблиця 2.2. Гідротермічні умови 2010–2014 рр.

Пора року	Рік	Температура повітря, °С		Сума опадів	
		факт.	відхилення від норми	факт., мм	відхилення від норми, %
Зима	2010	-5,5	-1,1	155	158
	2011	-2,0	2,4	80	82
	2012	-6,6	-2,2	208	212
	2013	-1,7	2,7	117	119
	2014	-2,3	2,1	108	110
Весна	2010	9,4	2,2	125	94
	2011	8,7	1,5	71	54
	2012	10,2	3,0	118	89
	2013	8,7	1,5	180	135
	2014	10,9	3,7	194	146
Літо	2010	21,8	4,3	241	97
	2011	19,8	2,3	260	105
	2012	20,3	2,8	260	105
	2013	18,4	0,9	210	85
	2014	19,2	1,7	212	86
Осінь	2010	8,9	1,5	191	148
	2011	8,1	0,7	53	41
	2012	9,9	2,5	163	126
	2013	9,6	2,2	158	123
	2014	7,9	0,5	50	39
Рік	2010	8,6	1,7	712	117
	2011	8,7	1,8	464	76
	2012	8,5	1,6	749	123
	2013	8,8	1,9	665	110
	2014	8,9	2,0	564	93

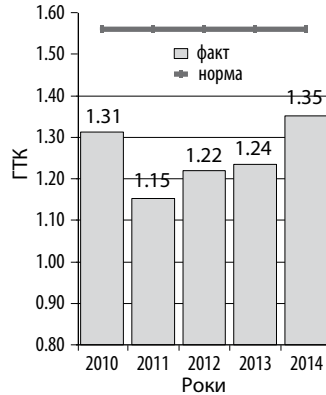


Рис. 2.6. Гідротермічний коефіцієнт квітня–вересня, 2010–2014 рр.

За сезонами року сумарна кількість опадів варіювала в значно більшому діапазоні: зимовий – від 80 до 208 мм (82–212% від норми); весняний – 71–194 мм (54–146% від норми); літній – 212–260 мм (86–105% від норми) і осінній – від 50 до 191 мм (39–148% від норми).

Як комплексний показник оцінки умов зволоження вегетаційного періоду найчастіше використовують гідротермічний коефіцієнт Селянінова (ГТК), який визначається як відношення кількості опадів до

суми температур повітря за період, коли вона була вище 10°C. В 2010–2014 рр. ГТК вегетаційного періоду за квітень–вересень був значно нижчим нормативного значення і становив від 1,15 до 1,35 (рис. 2.6), що відповідало недостатньо вологим умовам у 2011 р. та вологим – у решті випадків.

Все викладене вище дає змогу зробити висновок, що кліматичні умови в межах Житомирського Полісся значно змінилися. Насамперед помітно зросло теплозабезпечення вегетаційного періоду за незначного збільшення кількості опадів. Внаслідок цього значно зріс

Таблиця 2.3. Морфологічна будова ґрунтового профілю дерново-підзолистого ґрунту

Горизонт	Опис горизонту
HE 0–22 см	Гумусово-елювіальний (орний) горизонт. Свіжий, світло-сірий, пилувато-супіщаний, безструктурний, пухкий із укрупненнями аморфної присипки SiO ₂ , пронизаний корінням рослин, перехід до нижнього горизонту різкий
E 23–40 см	Елювіальний горизонт. Свіжий, білуватий, супіщаний, безструктурний, пухкий, багато аморфної присипки SiO ₂ , видно поодинокі коріння культурних рослин, перехід до нижнього горизонту помітний за кольором і складом
I 41–75 см	Ілювіальний горизонт. Вологий, червоно-бурий, піщано-легко-суглинковий, горіхувато призматичний, дуже щільний. Із новоутворень є аморфна присипка SiO ₂ у верхній частині горизонту і гідрокисли заліза та алюмінію потоками на гранях структурних одиниць, перехід до нижнього горизонту помітний за кольором
IP 76–150 см	Ілювіально-перехідний горизонт. Вологий, червоно-бурий, в нижній частині із сизуватим відтінком, що свідчить про наявність оглеєння, піщано-легкосуглинкового гранулометричного складу, горіхуватої структури, трапляються валуни, складення щільне, із новоутворень відзначається наявність окисів заліза, перехід до породи помітний за кольором
Pi (gl) 150 см	Морена, волога, червоно-бурого кольору із сизуватим відтінком, пилувато-супіщаного гранулометричного складу, нижче безкарбонатна

природно-ресурсний потенціал регіону, поліпшились умови ведення аграрного виробництва, які за своїми характеристиками наблизились до умов Лісостепу. За таких обставин підвищилась актуальність розв'язання проблеми повернення радіоактивно забруднених земель в сільськогосподарське виробництво у віддалений післяаварійний період.

Ґрунтовий покрив території. Однією з найпоширеніших, типові для ґрунтового покриву зони Полісся ґрунтових відмін, які становлять і ґрунтовий покрив дослідного господарства «Грозинське», є дерново-середньопідзолисті супіщані (табл. 2.3). Уміст гумусу і основних біогенних елементів в цих ґрунтах перебуває на низькому рівні, а реакція ґрунтового розчину характеризується як сильно кисла. На основі порівняння отриманих агрохімічних показників дерново-підзолистого ґрунту дослідної ділянки з оптимальними їх значеннями можна зробити висновок про відносно низький рівень природної родючості цього типу ґрунту, про що свідчить уміст гумусу, основних біогенних елементів та фізико-хімічні параметри (табл. 2.4).

Таблиця 2.4. Агрохімічні властивості дерново-підзолистого супіщаного ґрунту території досліджень

Горизонт	Глибина, см	Гумус, %	pH _{KCl}	N _T	S	N _{зар.}	P ₂ O ₅	K ₂ O
				мг/екв. на 100 г ґрунту			мг на 100 г ґрунту (за Кірсановим)	
HE	0–22	0,8	4,7	3,0	2,2	0,04	8,0	7,1
E	23–40	0,3	5,0	1,3	1,2	0,02	8,6	4,8
I	41–75	0,3	4,9	1,6	5,0	0,02	6,2	7,4

За фізичними властивостями ґрунт характеризується високою щільністю, низькою вологомісткістю і підвищеною водопроникністю. Проте все ж цей тип ґрунту в регіоні Житомирського Полісся належить до кращих при відтворенні їх агроекологічних функцій. Це також стосується земель, які після Чорнобильської аварії було виведено з сільськогосподарського використання, а нині, у віддалений післяаварійний період є змога, навіть необхідність, повернути їх у сільськогосподарське виробництво.

Після аварії на Чорнобильській АЕС значна територія зони Полісся була забруднена радіоактивними речовинами. Найбільше забруднення відзначалося в північних районах Житомирської обл., зокрема в Коростенському районі, на території якого розміщено ДГ «Грозинське» і було проведено дослідження щодо ефективності систем відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених ґрунтів (рис. 2.7).

Усього на території району було обстежено 90,2 тис.га сільськогосподарських угідь. З них зс щільністю забруднення ¹³⁷Cs на рівні 1,1–5,0 Кі/км² було 60,6 тис. га і на рівні 5–15 Кі/км² – 13 тис. га (табл. 2.5).

Таблиця 2.5. Щільність забруднення сільськогосподарських угідь Коростенського району Житомирської області після Чорнобильської аварії, Кі/км²

Щільність забруднення та площа	Радіонукліди			
¹³⁷ Cs				
Рівень забруднення	До 1	1,1–5,0	5,1–15	Понад 15
Площа, тис. га	16,2	60,6	13,1	0,3
⁹⁰ Sr				
Рівень забруднення	До 0,02	0,02–0,15	0,15–3,0	Понад 3
Площа, тис. га	–	89,8	0,4	–



Рис. 2.7. Територія землекористування ДГ «Грозинське» та рівень забруднення земель радіонуклідами (загальна площа ріллі і природних кормових угідь 3711,6 га)

Після розпаду короткоживучих радіонуклідів основними забруднювачами залишились довгоживучі – ^{137}Cs та ^{90}Sr . Довгоживучі радіонукліди, співвідношення яких в ґрунтах Житомирського Полісся 10:1 відповідно, здатні до накопичення різними видами рослин, що залежить від рівня вмісту в ґрунті гумусу, елементів живлення, а також кислотності ґрунтового розчину.

Порівняльну ефективність різних систем відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтів було досліджено в агротехнічному досліді на nfrb[варіантах:

- 1) контроль – без відтворення;
- 2) традиційна система (ґній+NPK) – відповідає тваринницькій спеціалізації аграрного виробництва;
- 3) альтернативна система (солома+сидерат+NPK) – відповідає рослинницькій спеціалізації;
- 4) традиційна інтенсивна (ґній+1,5NPK) – тваринницька спеціалізація з підвищеними дозами мінеральних добрив.

Оцінювання ступеня відтворення агроекологічних функцій ґрунту виконано способом визначення змін його кількісних економіко-енергетичних та еколого-агрохімічних параметрів, врожайності окремих культур і продуктивності сівозміни.

Для вивчення можливості збільшення врожайності культур і зменшення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини тритикале озимого було проведено експерименти з полімінеральним рідким добривом «Макромік», яке вносили під час вегетації рослини у позакоренеve підживлення.

Агроекономічну ефективність альтернативної системи, що характерна для рослинницької спеціалізації, вивчали у сівозміні: картопля, овес, люпин, тритикале. Варіанти традиційних органі-мінеральних систем удобрення із внесенням 10 т/га гною на середньому і підвищеному фонах мінеральних добрив імітують наявність у галузевій структурі тваринництва з навантаженням одна умовна голова на гектар сівозміни і використанням на корм всієї основної і побічної продукції. За такої спеціалізації вирощування картоплі на корм є економічно недоцільним через її високу собівартість, тому за моделювання у зазначеній сівозміні використовували врожайні дані кукурудзи, отримані на таких самих фонах удобрення в іншій дослідженій в цьому ж досліді сівозміні (табл. 2.6).

У процесі імітаційного моделювання вказані експериментальні варіанти досліду розглянуто як теоретичні моделі агроекосистем різної спеціалізації із встановленими у досліді рівнями врожайності і продуктивності сівозмін. На основі отриманих в агротехнічному досліді результатів було здійснено порівняльний агроеконо-

Таблиця 2.6. Варіанти агротехнічного досліду з відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених ґрунтів (Інститут сільського господарства Полісся НААН)

Сівозміна	Системи відтворення			
	без відтворення (без добрив)	традиційна (гній+НРК)	альтернативна (ПП+Сд+НРК)	традиційна інтенсивна (гній+1,5 НРК)
Люпин	–	P ₄₅ K ₄₅	P ₄₅ K ₄₅	P ₆₀ K ₉₀
Тритикале	–	N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	N ₉₀ P ₆₀ K ₆₀	N ₆₅ P ₉₀ K ₁₀₀
Картопля	–	40т гною + N ₈₀ P ₆₀ K ₁₀₀	N ₄₀ P ₆₀ K ₁₀₀	40т гною + N ₁₂₀ P ₉₀ K ₁₂₀
Овес	–	N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	N ₆₅ P ₉₀ K ₁₀₀
На 1 га сівозміни	–	10 т гною + N ₅₀ P ₅₆ K ₆₆	N ₅₀ P ₅₆ K ₆₆	гній 10 т + N ₇₀ P ₈₂ K ₁₀₂

мічний і енергетичний аналіз варіантів досліду або елементарних агроєкосистем з виділенням найперспективніших для реалізації на практиці. На наступному етапі моделювання було опрацьовано найадаптованіші до конкретних умов землекористування і агро-ресурсного потенціалу території сценарії розвитку типового для регіону сільськогосподарського підприємства, яким було ДГ «Грозинське».

Слід наголосити, що описане дослідження виконували спільно ННЦ «Інститут землеробства НААН» (хімічний аналіз рослинних зразків) та Центральною лабораторією якості води та ґрунтів ІВПІМ НААН (аналіз ґрунтових зразків).

Дослідження передбачало визначення таких показників і параметрів.

1. рН сольової витяжки (потенціометричним методом, ГОСТ 26489–85).

2. Гідролітична кислотність (методом Каппена-Гільковица, ГОСТ 26212–91);

3. Уміст загального гумусу ґрунту (метод І.В. Тюріна в модифікації Конової-Бельчикової).

4. Уміст біогенних елементів під культурами сівозміни:

- нітратного азоту (іонометричним методом, ГОСТ 26951–86);
- вміст азоту сполук, що легко гідролізуються (методом Корнфільда);
- аміачний азот (за допомогою реактиву Несслера з наступним фотокolorиметруванням);
- вміст рухомих сполук фосфору та калію (за методикою Кірсанова у сольовій витяжці, ДСТУ 4405:2005).

5. Питома активність ^{137}Cs у зразках рослин та ґрунту (на високоефективному низькофоновому гама-спектрометрі, ДСТУ ISO10703–200).

6. Урожайність (методом суцільного обмолоту з кожного варіанта окремо з урахуванням засміченості зерна та перерахунку на стандартну вологість.);

7. Маса коріння і побічної продукції культур сівозміни та надходження з ними в ґрунт органічного вуглецю (Сорг) (за рівняннями регресії з огляду на урожайність культур сівозміни [131]).

8. Математична обробка одержаних експериментальних даних (дисперсійний аналіз [70]).

9. Оцінка економічної ефективності моделей агроєкосистем різної галузевої структури (за загальноприйнятими методиками за допомогою вартісних і натуральних показників):

- натуральні показники: урожайність окремих культур та продуктивності сівозмін; виробництво окремих видів тваринницької продукції на 100 га ріллі (показники характеризують продуктивність лише певної частини сільськогосподарських угідь, досягнутий рівень використання землі без урахування її якості);
- вартісні показники: виробництво продукції рослинництва і тваринництва у порівняльних цінах; виробничі й капітальні затрати, собівартість продукції; валовий доход; чистий прибуток у розрахунку на гектар сільськогосподарських угідь або орних земель (показники характеризують продуктивність всієї площі сільськогосподарських угідь, об'єктивно оцінені результати господарювання).

10. Оцінка екологічної ефективності (характеризується можливістю зменшення витрат на ліквідацію негативних наслідків інтенсивного антропогенного навантаження на навколишнє середовище). Ряд дослідників пропонують визначити такі показники екологічної ефективності ведення господарської діяльності за допомогою об'єму поточних витрат на охорону та відтворення найціннішої частини ґрунту – гумусу, біогенних елементів з урахуванням фізико-хімічних параметрів стану родючості ґрунту.

11. Енергетичне оцінювання систем відтворення агроєкологічних функцій ґрунтів і агроєкосистем (за «Методикою біоенергетичного оцінювання систем землеробства»).

12. Моделювання агроєкосистем різної спеціалізації на радіоактивно забруднених землях, що повертаються в сільськогосподарське виробництво (з використанням рекомендацій «Розробка ґрунтозахисних ресурсо- та енергоощадних систем ведення сільськогосподарського виробництва з використанням комп'ютерного програмного комплексу»).

13. Показники екологічної стійкості території: ступень розораності агроландшафтів. У (табл. 2.7 і 2.8) наведені коефіцієнти екологічної стабільності систем землекористування та шкала їх градації [82].

14. Еколого-економічну ефективність використання земель сільськогосподарського призначення визначено за:

Таблиця 2.7. Коефіцієнти екологічної стабільності (Кес) землекористування

Угіддя	Кес території	Коефіцієнт екологічного впливу на земельні ресурси
Забудована територія	00	1,27
Рілля	0,14	0,83
Сади, чагарники	0,43	1,47
Городи	0,50	1,59
Сіножаті	0,62	1,71
Пасовища	0,68	1,71
Ставки і водно-болотні угіддя	0,79	2,93
Ліси	1	2,29

Таблиця 2.8. Шкала градації екологічної стабільності земельної території

№ з/п	Екологічна стабільність території	Коефіцієнт екологічної стабільності
1	Нестабільна	0,3
2	Нестійко стабільна	0,34–0,50
3	Середньо-стабільна	0,51–0,66
4	Стабільна	0,67

- витратами на проведення комплексу екологічно спрямованих заходів в системах землеробства,
- підвищенням економічної цінності земельних угідь у результаті покращення їх якості,
- додатковими обсягами продукції отримані в результаті проведення екологічно спрямованих заходів,
- економічною ефективністю екологічних витрат та відтворення екологічних збитків.

2.2.

ЕФЕКТИВНІСТЬ СИСТЕМ ВІДТВОРЕННЯ АГРОЕКОЛОГІЧНИХ ФУНКЦІЙ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ

Отже, головною причиною порушення екологічної рівноваги в сучасних агроекосистемах є технологічні і організаційно-економічні фактори, які недостатньо враховують природно-кліматичні та інші умови ведення аграрного виробництва. З огляду на це виникає потреба реформування зональних агроекосистем на адаптивно-ландшафтних засадах, що особливо актуально на радіоактивно забруднених землях Полісся [43]. Агроландшафт, сформований на основі природного, визначається як сільськогосподарські угіддя у сполученні з залишками природних його елементів. За ландшафтного підходу у сфері землекористування слід виходити з того, що територія сільськогосподарського землекористування є

часткою природного комплексу, складові якого перебувають у тісній взаємодії. Тому ефективність виробництва залежить від функціонування в межах його території збалансованих агроєкосистем, які розглядаються як природно-виробничі одиниці, спрямовані на одержання якісної продукції, зокрема за рахунок мобілізації відтвореної здатності компонентів забрудненого агроландшафту за умови застосування відповідних контрзаходів [173, 225, 245]. Агроєкологічні особливості організації територій агроландшафтів в зоні Полісся потребують врахування строкатості ґрунтів за їх властивостями. В.П. Стрельченко запропонував об'єднувати ґрунти в агроєкологічні групи, які для біологічно однотипних сільськогосподарських культур можуть створити сприятливі умови росту. Земельний фонд Полісся він пропонував розподіляти на 10 агроєкологічних груп відповідно до реформування зональних систем землеробства на адаптивно-ландшафтних засадах [176].

Виділені такі агроєкологічні групи:

- 1) землі, придатні для всіх культур, що районовані в зоні;
- 2) землі, придатні для всіх культур за умови обробітку і сівби поперек схилу (крутизна 1–3);
- 3) землі, придатні для ярих культур;
- 4) землі, придатні під районовані культури крім льону, малопродатні під картоплю;
- 5) землі, придатні для суцільної сівби схили 3–5;
- 6) землі, переважно придатні для люпину, вівса, озимого жита, картоплі (легкого гранулометричного складу, кислі);
- 7) землі сінокісного призначення;
- 8) землі, що потребують постійного залуження (понад 5);
- 9) землі пасовищного призначення;
- 10) землі лісгосподарського призначення.

Отже, реалізація адаптивних ландшафтних агроєкосистем передбачає раціональне використання, охорону та відтворення родючості ґрунтів орних земель. За таких умов структура посівних площ і сівозміни мають бути адаптивними до ґрунтово-кліматичних особливостей сільськогосподарської території.

Зарубіжні та вітчизняні дослідження переконливо свідчать про те, що на сучасному етапі розвитку землеробства зростає роль сівозміни як організуючого і функціонального елементу систем землеробства у розв'язанні основних положень його розвитку, зокрема

досягнення високої продуктивності та забезпечення відтворення родючості ґрунту і охорони довкілля [137].

Отже, інтенсивне використання земель сільськогосподарського призначення неможливе без науково обґрунтованих структур посівних площ і сівозміни з відповідними системами удобрення та обробітку ґрунту. Багатьма науковцями доведено, що використання ріллі в системі сівозмін підвищує її продуктивність на 15–30%, а повне їх освоєння дає змогу без додаткових витрат матеріальних ресурсів значно збільшити валові збори сільськогосподарських культур [93, 188].

З біологічного погляду сівозміна сприяє забезпеченню рівноваги в агроекосистемах, сприятливо впливає на фітосанітарний стан посівів та біологічну активність ґрунту. З енергетичної точки зору сівозміна є акумулятором сонячної енергії, здійснює енергетичні процеси і масообміну в системі «ґрунт–рослина–атмосфера», активно впливає на сполучення біологічного і геологічного кругообігу речовини, формує екологічно стійкі агроландшафти, що позитивно впливають на стан навколишнього природного середовища загалом [25].

Найвагомішим антропогенним фактором, що впливає як на родючість ґрунту, так і сільськогосподарські культури, є оптимізація мінерального живлення рослин. Щодо впливу мінеральних добрив на гумусний стан ґрунтів серед дослідників існують різні точки зору. Позитивний вплив пояснюється підвищенням під дією мінеральних добрив накопичення рослинних кореневих і післязбиральних решток, які впливають на відновлення вмісту гумусу в ґрунтах [21]. Однак підтримати гумусний стан ґрунту лише завдяки рослинним решткам вдається не завжди, що пов'язано з їх кількістю та часткою в структурі посівних площ просапних, зернових і багаторічних трав та співвідношенням активності процесів гуміфікації і мінералізації. Отже, органічні добрива, зокрема у вигляді відходів тваринництва, відіграють найголовнішу роль у підвищенні вмісту гумусу в ґрунті, яка визначається тим, що гній безпосередньо значною мірою трансформується у різні форми органічних речовин ґрунту, тобто гумус [219].

Загально визнаним є висновок, що для стабілізації гумусового стану ґрунту необхідне поєднане застосування, як мінеральних, так і органічних добрив за їх оптимального співвідношення, а на кис-

лих ґрунтах ще і вапнування [7, 100, 135, 147, 169], тобто додаткове управління реакцією ґрунтового середовища.

Одним із важливих способів повернення органічної речовини в ґрунт може стати використання нетоварної частини урожаю, зокрема соломи як органічного добрива. Солома містить багато вуглецю і є енергетичним матеріалом для життєдіяльності живої речовини ґрунту, а також забезпечує підвищення рециркуляції біогенних елементів, що сприяє замкненню малого біологічного кругообігу речовини в агроекосистемах, який було розімкнено за систематичного відчуження значної частини біологічної продукції рослин без компенсації вносу макро- і мікроелементів. Вона містить близько 15–16% води, і майже на 80% складається з органічної речовини, зокрема з целюлози та лігніну, які є енергетичним матеріалом для ґрунтових мікроорганізмів. Хімічний склад соломи значно змінюється залежно від ґрунтових і погодних умов. У середньому солома містить 0,5% азоту, 1,25% фосфору, 0,8% калію і 35–40% вуглецю [39, 70, 107]. Використання соломи як органічного добрива збільшує вміст гумусу в ґрунті, стимулює процес азотфіксації, знижує інтенсивність ерозії за накопичення рослинних решток на поверхні ґрунту. Водночас поліпшуються його водний і повітряний режими, також збирна здатність [17].

За середньої врожайності зернових 4,0–4,5 т/га в ґрунт надходить до 4–5 т соломи, а з нею 14–22 кг азоту, 3–7 кг фосфору, 22–55 кг калію, 9–37 кг кальцію, 2–7 кг магнію, а також мікроелементи: бор, мідь, марганець, молібден, цинк, кобальт. Коефіцієнт гуміфікації соломи становить 0,15, тобто із 1 т соломи в ґрунті може утворитися до 150 кг гумусу. Однак застосування соломи як добрива потребує оптимізації співвідношення C:N до рівня підстилкового гною. При порушенні цього співвідношення є ризик пригнічування розвитку рослин внаслідок дефіциту азоту з відповідним зниженням урожаю. Досягти оптимального співвідношення C:N можна трьома способами: внесенням мінерального азоту (7–10 кг/т соломи), внесення соломи разом з гноївкою (6–8 т на 1 т соломи) і поєданого застосування соломи і біомаси сидератів [20].

Ефективність використання соломи як органічного добрива обґрунтовується рядом позитивних факторів, зокрема: поповнення ґрунту органічною речовиною, зменшення виробничих витрат, пов'язаних із збиранням, перевезенням, зберіганням, а також при-

скоренням рециркуляції біогенних елементів порівняно з органічними добривами тваринного походження. Використання соломи як органічного добрива покриває дефіцит органічної речовини в ґрунті до 25%. А щорічне систематичне використання соломи як добрива сприяє стабілізації гумусного стану ґрунту та помітно впливає на спрямованість мікробіологічних процесів, зокрема мобілізації і іммобілізації азоту в бік переваги останнього, внаслідок чого більша частина внесеного азоту закріплюється у ґрунті в органічній формі [15, 160, 167].

Тривале використання в системах удобрення соломи забезпечує також збільшення вмісту у ґрунті рухомих форм фосфору, оскільки в результаті її мінералізації утворюється вугільна кислота, яка сприяє підкисленню ґрунтового розчину і таким чином сприяє переведенню важкодоступних форми фосфору в легкодоступні [123].

Застосування соломи на добриво може бути вигідним також і з економічного погляду. В північному Лісостепу на сірому лісовому ґрунті встановлено істотний позитивний вплив системи удобрення з використанням соломи як органічного добрива на енергетичну ефективність технологій вирощування зернових культур. Цей агротехнічний прийом порівняно з контролем забезпечував зниження енергетичної ціни одиниці продукції майже на 15% і в 1,5–2,3 рази порівняно з іншими системами удобрення. Необхідно також враховувати і витрати на збирання соломи. Якщо всі витрати на збирання зернових прийняти за 100%, то на збирання зерна витрачається 35, а соломи – 65%. Витрати на транспортування та зберігання побічної продукції також значно підвищують собівартість зерна [45].

Отже солома є високоенергетичним матеріалом, тому в умовах енергетичної кризи стала широко використовуватись для обігріву як паливо. Однак за скорочення галузі тваринництва і відповідно внесення в ґрунт гною чи не єдиною можливістю підтримувати гумусний стан ґрунту, його енергомісткість стало використання як добрива побічної продукції культур сівозміни. Втрати родючості ґрунту призведуть до подальшого загострення екологічної та економічної кризи. Тому вважаємо, що спалювання стерні й соломи не допустиме.

Використання сидератів має такі позитивні сторони:

- поліпшується структура ґрунту, стимулюється його мікробіологічна активність;

- відбувається вимивання поживних речовин з ґрунту, що є особливо важливим на легких дерново-підзолистих ґрунтах;
- поживні речовини, що містяться в зеленому добриві, звільнюються поступово, сприяючи більш продовженому живленню рослин;
- за використання на зелене добриво бобових культур у наступному році можна значно зменшити використання азотних добрив [155].

У зоні Полісся зелене добриво застосовують переважно на малородючих дерново-підзолистих ґрунтах легкого гранулометричного складу. Найефективнішим його застосування є за вирощування картоплі, буряків кормових, кукурудзи, озимих зернових передусім на віддалених полях, а також у господарствах рослинницької спеціалізації.

У проміжних посівах сидеральні добрива за своєю ефективністю близькі до дії 30–40 т/га гною. Післядія сидерації на 3–й і 4–й рік поступається гною на 15–20%, але у перший рік перевищує його дію приблизно на таку ж саму величину [141].

Отже, солома і зелена маса сидератів є дешевим і загальнодоступним джерелом поповнення запасів органічної речовини та біологічних елементів у ґрунті. Їх можливо розглядати як альтернативну біологічну систему, яка частково гальмує процеси нітрифікації на початкових стадіях їх внесення, зменшуючи непродуктивні втрати вологи і елементів живлення завдяки зниженню процесів їх інфільтрації а також оптимізує фітосанітарний стан посівів та контроль над бур'янами [151].

Використання соломи пов'язано з зеленими добривами сидератів зазвичай забезпечує оптимальне співвідношення C:N, яке наближається до такого співвідношення в підстилковому гною, тобто 30:1. Внаслідок цього мінералізація соломи відбувається в оптимальному режимі як для процесу гуміфікації, так і живлення сільськогосподарських культур в зерно-просапній сівозміні [94].

Результати досліджень щодо впливу тривалого внесення соломи – попередника і сидератів з використанням стабільного азоту N¹⁵ показали, що за впливом на продуктивність вирощуваних культур у прямій дії сидерати й особливо солома поступаються мінеральним добривам, однак їх поєднання поліпшує використання азоту добрив та сприяє підвищенню вмісту в ґрунті гумусу. Тому внесення побіч-

ної продукції, зокрема соломи та сидератів, вирощених у проміжних посівах, є позитивним елементом поповнення гумусу в сучасному землеробстві в зоні Полісся [168].

2.3.

ВПЛИВ СИСТЕМ ВІДТВОРЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ НА АГРОЕКОЛОГІЧНІ ФУНКЦІЇ ҐРУНТІВ

У сучасних умовах продовольча безпека України пов'язана зі збереженням родючості ґрунтів та їх охорони від деградації. За визначенням В.І. Вернадського, ґрунт – це найтонша плівка життя на землі, біокосне тіло, що включає як неживу речовину, так і живі організми [38]. За визначенням Н.З. Мілащенко, ґрунт виконує важливу загально біосферну функцію, тому що є акумулятором біогенних елементів і вологи [152], він забезпечує створення біопродукції і специфічної органічної речовини – гумусу, який є інтегральним показником родючості ґрунту [53, 60].

Особливе положення ґрунту в природному середовищі зумовлює його тісний енергетичний обмін з атмосферою, літосферою, рослинним і тваринним світом. Родючість ґрунтів зумовлюється продуктивністю рослин, позитивним балансом органічної речовини, біогенних елементів, оптимальним водним та повітряним режимом, активністю ґрунтових біологічних і біохімічних процесів. Тобто ґрунт є дуже важливим і незамінним компонентом біосфери [140]. За В.Р. Вільямсом, економічна оцінка ґрунтів полягає у визначенні їх родючості [40], а зниження врожайності є результатом падіння природної родючості ґрунтів. Водночас прибуток в сільськогосподарському виробництві отримується за рахунок природної родючості і лише на 20% є результатом запровадження різноманітних технологічних прийомів [211].

При цьому цілеспрямоване управління вуглецем сприяє поліпшенню екологічних і продуктивних функцій ґрунтів, зменшує забруднення ґрунтових вод, забезпечує вищу продуктивність агро-екосистем. Припинення тенденції зниження вмісту вуглецю в ґрунті забезпечить не лише кращий контроль балансу світового вуглецю та зменшення викидів парникових газів, а й забезпечить сталий розвиток аграрного виробництва.

Отже, для забезпечення ефективного та конкурентоспроможного аграрного виробництва слід досягти доволі високих показників якості ґрунту, які переважно залежать від умісту в ґрунті органічної речовини. Тому всі елементи агротехнологій і системи землеробства загалом мають спрямувати на досягнення бездефіцитного або розширеного балансу органічної речовини в ґрунті, що є основною передумовою розв'язання проблем збалансованості між економічними і екологічними факторами.

Гумус є носієм та акумулятором сонячної енергії в ґрунтовому середовищі. Позитивний вплив гумусу на фізико-хімічні характеристики ґрунту пов'язані з тим, що в ньому в органічній формі акумулюється 98% запасів азоту, 60 фосфору, 80% сірки, а мікроелементи перебувають в орґано-мінеральних комплексах, і таким чином захищені від вимивання [172].

Створити оптимальні умови його накопичення можна лише за внесення достатньої кількості органічної речовини, що особливо характерно для дерново-підзолистих ґрунтів, з оптимальним співвідношенням вуглецю до азоту (C:N), яке перебуває в межах 30–40:1 [126]. При ширшому співвідношенні матимуть місце значні непродуктивні витрати вуглецю у вигляді CO₂. При вужчому співвідношенні відбуватиметься зменшення вмісту доступного рослинам азоту в ґрунті, який використовується мікрофлорою в процесі життєдіяльності, що супроводжується виникненням дефіциту цього елемента для рослин [141]. Отже, цикли вуглецю й азоту тісно пов'язані та істотно впливають на процеси гумусоутворення, однак їх трансформація в різних ґрунтах значно різниться. Азот під час вивільнення з органічної речовини внаслідок мінералізації може швидко знову включатися в біохімічні процеси. Вуглець за мінералізації переважно втрачається у вигляді CO₂ в атмосферу, й лише невелика його частина залишається і при оптимальному співвідношенні C:N накопичуються у вигляді гумусу.

Під природними ценозами процеси мінералізації і гуміфікації органічної речовини зрівноважені. В агроєкосистемах за недостатнього надходження в ґрунт свіжої органічної речовини співвідношення C:N звужується нижче рівня 25:1, що спричиняє значні втрати гумусу і супроводжується емісією великої кількості CO₂ в атмосферу [154].

Ґрунтове середовище може функціонувати як джерело емісії, або навпаки, депонування атмосферного вуглецю, який може відіграва-

Таблиця 2.9. Надходження Сорг у ґрунт за систем відтворення

Система відтворення	Надходження в ґрунт сухої органічної речовини, т/га									рештки + добрива	надходження Сорг, т/га
	люпин	три-ти-кале	картопля	овес	всього	середнє по сівозміні	гній	солосма			
Контроль	4,54	2,04	1,83	1,76	10,2	2,54	–	–	2,54	0,64	
Традиційна	7,96	4,19	3,32	2,48	17,1	4,49	250	–	6,99	2,80	
Альтернативна	7,78	4,06	3,19	2,66	17,7	4,42	–	3,51	7,93	3,18	
Традиційна інтенсивна	8,77	4,26	3,30	2,75	19,08	4,77	250	–	7,27	2,90	

ти важливу роль в секвестрації вуглецю, тобто зв'язування рослинами CO₂, і таким чином сприяти зменшенню парникового ефекту.

Гумусний стан ґрунту значною мірою визначається кількістю органічної речовини, що надходить у ґрунт післязбиральними рештками і органічними добривами. Наші дослідження показали, що як традиційна, так і альтернативна системи удобрення збільшують надходження в ґрунт біомаси (табл.2.9). При цьому за традиційної системи при одинарній дозі НРК з рослинними рештками (корені, стерня) в ґрунт надійшла практично та сама кількість органічної речовини як і при альтернативній системі. Полуторна доза мінеральних добрив забезпечила підвищення надходження органічної речовини за рахунок рослинних решток на 6–8% відносно одинарної дози добрив. Однак за альтернативної системи удобрення в ґрунт надійшло з побічною продукцією на 40% більше сухої органічної речовини, ніж із 10 т/га гною. В наслідок загальне надходження в ґрунт Сорг. При альтернативній системі відтворення було на 14,10% значнішим, ніж за традиційної.

Однак азоту в ґрунт надійшло з добривами та побічною продукцією за альтернативної технології відтворення на 17:46 кг менше, ніж за традиційних систем відтворення (табл. 2.10).

Таблиця 2.10. Надходження азоту в ґрунт із добривами та побічною продукцією культур сівозміни, кг/га (2012–2014 рр.)

Система відтворення	Люпин	Тритикале	Картопля	Овес	Усього за сівозміну	
	разом				кг	кг/га
Без відтворення	9	16	10	3	38	10
Традиційна	24	90	297	64	474	119
Альтернативна	51	110	158	64	408	102
Традиційна інтенсивна	29	131	319	104	592	148

Таблиця 2.11. Співвідношення N:C у ґрунті залежно від систем відтворення

Система відтворення	Надходження, кг/га		N: C
	N	C	
Без відтворення (контроль)	10	640	1:64
Традиційна	119	2800	1:23
Альтернативна	102	3180	1:31
Традиційна інтенсивна	148	2900	1:19

органічної речовини, однак супроводжується значним звуженням співвідношення N:C до 1:19 і, як наслідок, активізацією мінералізаційних процесів (табл. 2.11).

Дослідження показали, що гумусний стан у варіантах досліді визначався в основному надходженням у ґрунт свіжої органічної речовини, а також співвідношенням у біомасі C:N. Застосування систем відтворення впродовж 10 років супроводжувалось зростанням у шарі 0–40см запасів загального гумусу відповідно до варіантів досліді на 17,7, 21,9, 19,6 т/га (табл. 2.12).

При цьому за традиційної системи удобрення відносно контролю запаси гумусу підвищилися на 29%, за традиційної на 36%. Пози-

За використання на добриво побічної продукції та біомаси сидератів у ґрунт надходить найбільша кількість органічної речовини 1:31 зі співвідношенням N:C, близьким до оптимального – 1:31. Порівняно з одинарною дозою, підвищення норм мінеральних добрив на фоні 10 т/га гною сприяє збільшенню надходження в ґрунт

Таблиця 2.12. Гумусний стан дерново-підзолистого ґрунту за тривалих систем відтворення в короткоротаційній зерно-картопляній сівозміні 2013–2015 рр.

Система відтворення	Шар ґрунту, см	Гумус загальний			
		%	т/га	+ до контролю	
				т/га	%, шар 0–40 см
Без відтворення (контроль)	0–20	1,32	39,1	–	–
	20–40	0,70	20,8	–	–
	0–40	–	59,1	–	–
Традиційна Г _н +NPK	0–20	1,67	49,6	10,4	29
	20–40	0,92	27,5	6,7	
	0–40	–	77,1	17,1	
Альтернативна + побічна продукція + сидерат + NPK	0–20	1,70	50,3	11,2	36
	20–40	1,06	31,4	10,5	
	0–40	–	81,7	21,7	
Традиційна інтенсивна Г _н + 1,5 NPK	0–20	1,76	52,1	13,0	32
	20–40	0,93	27,4	6,6	
	0–40	–	79,5	19,6	

Таблиця 2.13. Коефіцієнт гуміфікації (Кг) органічної речовини, що надходить у ґрунт за різних систем відтворення

Система відтворення	Надходження органічних речовин, т/га	Запаси гумусу в шарі 0–40 см			кг
		т/га	+ до контролю, т/га		
			за 10 р.	за 1 р.	
Контроль	2,54	59,9	–	–	–
Традиційна	6,99	77,7	17,7	1,77	25,3
Альтернативна	74,93	81,9	21,9	2,19	27,6
Традиційна інтенсивна	7,27	79,5	19,6	1,95	26,8

тивний вплив на гумусний стан ґрунту при альтернативній системі відтворення пов'язаний з активністю процесів гуміфікації, яку відображає Кг.

Визначений нами Кг гуміфікації розрахований по співвідношенню кількості органічної речовини, що надходить у ґрунт з фактичними щорічними змінами запасів гумусу. За альтернативної системи Кг дорівнював – 27%, за традиційної на фоні одинарної дози мінеральних добрив – 25,3, за полуторної – 26,8% (табл. 2.13)

При альтернативній системі відбувалось істотне підвищення гумусованості шару 20–40 см, що можна пояснити збільшенням під впливом сидерату (зеленої маси люпину) рухомих сполук гумусу і їхньою міграцією вниз по профілю ґрунту. Утворення родючішого шару ґрунту явище позитивне, оскільки забезпечує меншу залежність формування врожаю від несприятливих умов погоди.

Отже, при сучасному дефіциті органічних добрив тваринного походження відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забрудненого ґрунту, а також досягнення досить високої продуктивності агроecosистем на дерново-підзолистих ґрунтах Полісся можливо за умови застосування як органічних добрив всієї нетоварної частини врожаю сільськогосподарських культур у поєднанні з сидерацією на фоні оптимальної дози мінеральних добрив. Ця технологія також забезпечує оптимальний цикл вуглецю і азоту та формування низьковуглецевих екологічно збалансованих агроecosистем.

Регулювання поживного режиму ґрунту. Азот легкогідролізованих органічних сполук є показником забезпечення ґрунту азотом, що перебуває у найближчому резерві забезпечення мінерального живлення рослин. Дослідженнями, проведеними в кінці двох ротацій сівозміни, встановлено, що відносно природного фону за традиційної і альтернативної систем запас сполук азоту, що легко гідро-

лізуються в шарі 0–40 см підвищився відповідно на 98 і 112 кг/га, або на 25 і 29% (табл. 2.14).

Отже, ефективність традиційної і альтернативної систем відтворення агроекологічного стану ґрунту з поліпшення його азотно-го режиму відносно контролю була практично однаковою. За підвищення дози мінеральних добрив у 1,5 раза запаси азоту в шарі 0–40 см збільшуються відносно контролю на 135 кг/га, або на 36%. За підвищеної дози добрив збільшення запасу Nл переважно відбувається внаслідок збільшення кількості азоту в шарі 20–40 см, що можна пояснити підвищеною міграцією азоту вниз по ґрунтовому профілю.

Фосфор у ґрунті вирізняється невисокою рухомістю. За роки проведення досліджень незалежно від виду органічного добрива вміст рухомого фосфору підвищується в шарі 0–20 см від низького вихідного рівня забезпечення 5,5–7,6 до середнього – 11,0–11,8 мг/100 г ґрунту. В підорному шарі (20–40 см) за всіх способів вміст фосфору залишався дуже низьким (табл. 2.15).

За 10–річний період застосування традиційної і альтернативної систем відтворення екологічних і продуктивних функцій дерново-підзолистого ґрунту простежується підвищення запасів обмінного

Таблиця 2.14. Уміст у ґрунті сполук азоту, що легко гідролізуються, 2013–2014 рр.

Система відтворення	Шар ґрунту, см	Азот сполук, що легко гідролізуються (N _г)		
		мг/100г	кг/га	± до контролю, кг/га
Без відтворення	0–20	8,28	245	–
	20–40	5,35	160	–
	0–40	–	405	–
	0–20	10,0	299	54
Традиційна	20–40	6,9	204	44
	0–40	–	503	98
	0–20	9,83	291	46
Альтернативна	20–40	7,58	226	66
	0–40	–	517	112
	0–20	10,1	300	55
Традиційна інтенсивна	20–40	8,1	240	80
	0–40	–	540	135

Таблиця 2.15. Уміст у ґрунті рухомого фосфору, 2013–2014 рр.

Система відтворення	Шар ґрунту, см	За Кірсановим		
		мг/100 г	кг/га	± до контролю, кг/га
Без відтворення	0–20	7,62	226	–
	20–40	3,57	104	–
	0–40	–	330	–
Традиційна	0–20	11,4	340	114
	20–40	4,9	147	41
	0–40	–	487	161
Альтернативна	0–20	11	328	102
	20–40	5,22	156	52
	0–40	–	484	154
Традиційна інтенсивна	0–20	11,8	353	127
	20–40	5,6	164	60
	0–40	–	517	187

калію. Однак це підвищення було в 2–2,8 раза меншим, аніж збільшення вмісту азоту та в 3,2–3,5 раза нижчим, ніж рухомого фосфору. В результаті за внесення калію з мінеральними добривами в кількості 62 кг/га і з гноєм – 10 кг його вміст в орному шарі залишився на низькому рівні забезпечення. Це пов'язано з тим, що на дерново-підзолистих ґрунтах, крім основної статті його виносу з урожаєм, в умовах промивного режиму відбуваються високі втрати цього елемента внаслідок вилуговування з інфільтративними водами (табл. 2.16).

Таблиця 2.16. Уміст у ґрунті обмінного калію, 2013–2014 рр.

Система відтворення	Шар ґрунту, см	За Кірсановим		
		мг/100 г	кг/га	± до контролю, кг/га
Без відтворення	0–20	5,6	165	–
	20–40	2,6	77	–
	0–40	–	242	–
Традиційна	0–20	6,6	195	30
	20–40	3,1	93	16
	0–40	–	288	46
Альтернативна	0–20	6,5	191	26
	20–40	2,1	88	11
	0–40	–	279	37
Традиційна інтенсивна	0–20	7,9	234	36
	20–40	3,0	89	12
	0–40	–	323	48

За висновками Г.А. Мазура, при аналогічній системі удобрення для підвищення вмісту калію на дерново-підзолисту ґрунті до сприятливого рівня забезпечення слід проводити внесення калійних добрив упродовж понад 20 років [138].

Отже, отримані дані свідчать, що традиційні і альтернативна системи відтворення в сівозміні позитивно впливають на гумусний стан ґрунту та забезпечують істотне збільшення ґрунтових запасів сполук азоту, що легко гідролізується. Однак при цьому за помітного зростання в шарі 0–40 см доступного фосфору і обмінного калію забезпеченість культур цими елементами залишається невисокою при одночасному значному підкисленні ґрунтового розчину. В зоні радіоактивного забруднення низька забезпеченість фосфором та калієм і висока кислотність ґрунту підвищує ризики надходження в сільськогосподарську продукцію радіоактивних Cs¹³⁷ та Sr⁹⁰ [109].

Отже, в зоні Полісся на радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтах з метою відтворення їх агроекологічних функцій за відсутності традиційного органічного добрива гною для підтримання досить високої продуктивності агроекосистем доцільно використовувати побічну продукцію рослинництва разом з біомасою сидератів та помірними дозами мінеральних добрив. Під час застосування всіх систем відтворення потребується підвищення норм міне-

ральних добрив, компенсуючи їх винос урожаєм та втрати калію за його вимивання в нижні шари ґрунту. Для обмеження надходження в рослини радіонуклідів необхідно ретельно контролювати фізико-хімічні властивості ґрунту та своєчасно проводити вапнування, а також забезпечувати позитивний баланс у сівзозміні фосфору і калію.

Регулювання фізико-хімічних параметрів ґрунту. Фізико-хімічні параметри дерново-підзолистого ґрунту є важливими показниками його якості, що мають істотний вплив на розвиток рослин, біоти ґрунту, швидкість і напрям хімічних та біологічних процесів, мінералізацію органічної речовини, коагуляцію та пептизацію колоїдів, а також перехід радіонуклідів у рослини [2, 228].

Такі основні елементи ґрунтового поглинального комплексу, як кальцій і магній, слугують регуляторами реакції ґрунтового середовища, збереження його речовинного складу, підтримують оптимальну для рослин реакцію ґрунтового розчину [26]. Цей показник є критичним фактором, який визначає радіологічну ситуацію в зоні радіоактивного забруднення [208]. Крім того, вміст обмінного кальцію впливає на накопичення в рослинах Sr^{90} .

В характеристиці фізико-хімічних властивостей ґрунтів найдиаметнішими є показники кислотності, які змінюються за антропогенного впливу, особливо за внесення добрив і хімічних меліорантів. Значне порушення балансу кальцію пов'язано із застосуванням фізіологічно кислих добрив та їх впливом на збільшення рухомого кальцію із наступними його втратами внаслідок вилуговування. На дерново-підзолистих ґрунтах втрати кальцію з кореневмісного шару в перерахунку на карбонат сягають 80 кг/га за рік.

Для нейтралізації ґрунтової кислотності рекомендовано дозу меліоранту 0,75 Нг. На основі багаторічних досліджень Г.А. Мазуром встановлено, що за подвійної кількості мінеральних добрив (338 кг/га) доза $CaCO_3$ має відповідати 1,25 Нг.

Для підтримки стабільнішого стану фізико-хімічних властивостей І.А. Шильников і О.О. Лебедев [268] пропонували використання компенсувального вапнування з розрахунку 2,5 кг $CaCO_3$ для нейтралізації 1 кг азоту аміачної селітри.

Кальцій не входить до кристалічної решітки мінералів, тому його втрати внаслідок вилуговування на дерново-підзолистих ґрунтах на територіях з промивним режимом відбуваються у значній кількості. На основі результатів лізіметричних досліджень встановлено, що

без добрив у шарі ґрунту 0–40 см за 8 років вилуговувалося близько 1 т карбонатів. Застосування фізіологічно кислих добрив підвищує рухомість карбонатів. За органіко-мінеральної системи удобрення втрати внаслідок вилуговування залежно від доз мінеральних добрив підвищувалися на 40–70%. Щороку втрати на дерново-підзолистих ґрунтах становлять 350–450 кг/га CaCO₃ [142], що є причиною їх підкислення і відповідного зниження врожайності сільськогосподарських культур. Усунення надлишкової кислотності через вапнування є одним із головних прийомів підвищення родючості дерново-підзолистого ґрунту, збільшення продуктивності посівів, а на радіоактивно забруднених землях – одним із основних способів зменшення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію [75, 76, 139].

Втрати кальцію і магнію внаслідок виносу урожаєм залежить від набору культур в сівозміні.

Результати наших досліджень свідчать, що вміст кальцію і магнію в основній і побічній продукції тритикале і вівса у 2–2,5 раза нижчий порівняно з люпином. У бульбах картоплі вміст цих елементів відносно зернових культур невисокий (табл. 2.17). У бадиллі їх кількість виявилася значно вищою. Взагалі, уміст кальцію і магнію в малоцінній частині врожаю значно вищий, ніж у зерні й бульбах, що може свідчити про позитивний вплив застосування соломи і бадилля на фізико-хімічні властивості ґрунту.

Традиційна та альтернативна системи майже вдвічі підвищили врожайність усіх культур сівозміни порівняно з контролем. Відповідно до зростання врожайності культур зростає рівень винесення кальцію і магнію (табл. 2.18).

Тобто серед витратних статей балансу кальцію і магнію вагоме значення має їх винесення з урожаєм сільськогосподарської продукції. Так, найвищим рівень відчуження кальцію і магнію був з урожаєм люпину, який сягав 45–69 кг, а магнію – в межах 13–20 кг/га. Винесення цих елементів урожаєм тритикале і вівса у 2–2,5 раза нижче.

Таблиця 2.17. Уміст Са і Mg в основній і побічній продукції культур, %

Елементи	Люпин		Тритикале		Картопля		Овес	
	зерно	солома	зерно	солома	бульба	бадилля	зерно	солома
Кальцій	1,82	0,97	0,25	0,26	0,03	0,80	0,16	0,38
Магній	0,45	0,34	0,22	0,09	0,06	0,21	0,17	0,12

Таблиця 2.18. Винос кальцію і магнію урожаєм культур сівозміни, кг/га

Система відтворення	Люпин	Тритикале	Картопля	Овес	Всього за сівозміну		
	сума				кг	кг/га	CaCO ₃
Кальцій							
Без відтворення	45	9	27	12	93	23	41
Традиційна	65	12	52	15	144	36	64
Альтернативна	62	12	50	16	140	35	50
Традиційна інтенсивна	69	12	54	16	152	38	63
Магній							
Без відтворення	13	7	12	5	38	9	24
Традиційна	19	12	24	7	61	15	30
Альтернативна	18	13	22	8	61	15	38
Традиційна інтенсивна	20	13	23	8	64	16	40

Балансові дослідження кругообігу карбонатів показали, що з урожаєм культур 4–пільної сівозміни на фоні без відтворення агро-екологічних функцій ґрунту і за застосування альтернативної системи відтворення щороку втрачається 28 кг/га кальцію і магнію, що з урахуванням інших статей втрат потребує відповідної компенсації вапняковими матеріалами. І навпаки, за тривалого застосування традиційних систем відтворення досягається позитивний баланс цих елементів завдяки значному їх поверненню з органічними добривами тваринного походження (табл. 2.19).

Так, із 10 т/га гною в ґрунт надходить понад 200 кг/га сівозміної площі CaCO₃. За використання побічної продукції на добриво надходження карбонатів є значно меншим і становить лише 44 кг/га.

Із 40 т гною, внесених під картоплю, в ґрунт надійшло 808 кг CaCO₃. Для нейтралізації фізіологічно кислої аміачної селітри на 1 кг азоту потрібно внести 2,5 кг CaCO₃. Це означає, що за застосування 80–120 кг азоту під картоплю необхідно для компенсації

Таблиця 2.19. Кругообіг кальцію й магнію та баланс карбонатів за різних систем відтворення, кг/га

Система відтворення	Надходження			Випесення			Баланс, ± кг/га	
	CaO	MgO	Разом	CaO	MgO	Разом	CaO+MgO	CaCO ₃ +MgCO ₃
Без відтворення	–	–	–	23	9	32	-28	-56
Традиційна	70	30	100	36	15	51	49	98
Альтернативна	16	6	22	35	15	50	-28	-56
Традиційна інтенсивна	70	30	100	38	16	54	46	92

кислотності внести 200–300 кг CaCO₃. Тобто з 40 т гною в ґрунт надійшло в 4 рази більше карбонатів, аніж потрібно для нейтралізації підкислювальної дії аміачної селітри.

Як результат, надходження з гноєм в орний шар значної кількості карбонатів позитивно вплинуло на зниження кислотності ґрунту під картоплею, а показники кислотності були майже на рівні контрольного варіанта без відтворення. Після картоплі згідно із сівозміною розміщувались овес, люпин і тритикале. Під ці культури за орвано-мінеральних систем удобрення вносили лише мінеральні добрива. Визначення фізико-хімічних властивостей ґрунту в полі тритикале, тобто на 3-й рік після внесення гною, показало, що в шарі 0–20 см відбулось значне підкислення ґрунтового розчину (табл. 2.20).

За три роки рН_{сол.} знизилось з 5,27 до 4,85, а Нг підвищилась від 1,88 до 2,45 мг/екв. на 100 г ґрунту, тобто орний шар став відповідати високому рівню кислотності. Однак і через три роки після внесення гною фізико-хімічні властивості шару 20–40 см були за традиційної системи відтворення сприятливішими порівняно з побічною продукцією і сидерацією. Така різниця пов'язана з тим, що за альтернативної системи в ґрунт надходила незначна кількість карбонатів з побічною продукцією та підкислювальною дією органічних кислот, які утворюються в процесі трансформації біомаси сидератів [74]. Внаслідок цього як у полі під картоплею, так і під тритикале кислотність ґрунту в шарі ґрунту 0–40 см була вищою порівняно з традиційною системою удобрення.

Таблиця 2.20. Фізико-хімічні властивості дерново-підзолистого ґрунту за різних систем відтворення його агроекологічних функцій, 2013–2014 рр.

Система відтворення	Шар ґрунту, см	Поле картоплі		Поле тритикале	
		рН _{сол.}	Нг мг/екв. на 100 г ґрунту	рН _{сол.}	Нг мг/екв. на 100 г ґрунту
Без відтворення	0–20	5,34	1,49	5,16	1,58
	20–40	5,05	1,45	5,12	1,52
	0–40	5,18	1,47	5,14	1,55
Альтернативна	0–20	4,87	2,33	4,91	2,23
	20–40	5,06	1,60	4,65	2,14
	0–40	4,97	2,00	4,78	2,19
Традиційна	0–20	5,27	1,88	4,85	2,45
	20–40	5,64	0,95	5,32	1,53
	0–40	5,46	1,42	5,08	1,99

Для порівняння наводимо результати досліджень відділу землеробства і меліорації Інституту сільського господарства Полісся НААН, отримані в лізиметричному досліді. Так, за зимово-весняний період 2011–2012 рр. втрати кальцію з інфільтратом під різними культурами коливалися від 43 до 75 кг/га, магнію – 7–10 кг/га. За цей самий період у 2012–2013 рр. ці ж показники становили 72–164 і 5–10 кг/га відповідно. Водночас упродовж вегетаційного періоду 2011 р. кальцію було втрачено 3–8 кг/га, а магнію – 1–2 кг/га. Тобто з урахуванням втрат на винесення з урожаєм та на вимивання підтримувати позитивний баланс кальцію і магнію можна лише через застосування меліорантів та органічних добрив. Це особливо слід враховувати за ведення аграрного виробництва на радіоактивно забруднених територіях у віддалений післяаварійний період.

Отримані дані свідчать, що на дерново-підзолистому ґрунті внаслідок високих втрат кальцію і магнію в процесі вилуговування та їх значних обсягів винесення з урожаєм культур необхідний підвищений контроль фізико-хімічних властивостей ґрунтів, особливо з урахуванням їх радіоактивного забруднення. Управління кислотністю переважно здійснюється способом вапнування. Наші розрахунки показали, що для підвищення $pH_{\text{сол}}$ за альтернативної системи від 4,9 до 6,5 потрібно внести 7 т/га вапна, а за традиційної – 5,6 т/га, тобто на 32% менше.

Отже, на дерново-підзолистому ґрунті в 4-пільній зерно-картопляній сівозміні за внесення 10 т/га сівозмінної площі гною в ґрунт надходить до 70 кальцію і 30 кг/га магнію, що достатньо для компенсації підкислювальної дії аміачної селітри. За використання побічної продукції на добриво з нею в ґрунт повертається в 4 рази менше цих елементів, аніж з гноєм, а це відповідно потребує ретельного контролю балансу кальцію і магнію.

Однак і в варіантах традиційної системи внаслідок низхідної міграції кальцію і магнію вже через 3 роки після внесення 40 т/га гною під картоплю в полі тритикале орний шар за показниками $pH_{\text{сол}}$ і Нг став характеризуватися як дуже кислий. Це свідчить, що незалежно від системи удобрення в умовах Полісся на дерново-підзолистому ґрунті, і враховуючи екологічну ситуацію в зоні радіоактивного забруднення, необхідне регулярне контролювання фізико-хімічних властивостей та своєчасне проведення вапнування.

Таблиця 2.21. Уміст ^{137}Cs в ґрунті на різних елементах ландшафту ДГ «Грозинське», 2015 р.

Шар ґрунту	Ліс		Переліг		Поля дослідю						Середнє по дослідю	
					тритикале		пшениця		картопля			
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Підстилка	296	8,1	56	0,81	–	–	–	–	–	–	–	–
0–5	567	15,5	774	21,1	327	8,8	314	8,5	302	8,2	314	8,5
5–10	391	10,7	541	14,6	321	8,7	246	6,8	287	7,8	285	7,8
10–20	245	6,7	180	4,9	348	9,5	294	7,9	274	7,4	282	7,6
0–20	401	11,0	498	13,5	332	9,0	285	6,8	288	7,8	302	8,0

Примітка: 1 – Бк/м²; 2 – Кі/км².

Завданням наших досліджень було визначення рівня активності цезію в умовах північної частини Житомирської області на орних землях у стаціонарному досліді та інших елементах ландшафту.

Дослідження показали, що через понад 30 років після Чорнобильської катастрофи рівень активності ^{137}Cs залишився високим (табл. 2.21). Встановлено, що активність радіонуклідів у лісовій підстилці дорівнює 296 Бк/м², а це в 5 разів вище, ніж така для підстилки на перелозі. Однак шари ґрунту 0–5 см та 0–10 см у лісі мають питому активність істотно нижчу, ніж на перелозі, що можна пояснити значним розподілом радіонукліду після аварії по деревній та кущовій рослинності. Окрім того, на перелозі відбувається активна мінералізація органічної маси, внаслідок чого інтенсифікується міграція нуклідів униз по профілю.

Порівняння питомої активності радіонуклідів на перелозі й у лісі з полями дослідного поля на фоні органо–мінеральної системи удобрення показало, що в середньому на полях сівозміни в шарі 0–5 см вона була в 2,5 раза, а в шарі 0–20 см – в 1,7 раза нижчою, ніж на перелозі.

Нижчий рівень радіації в оброблюваному ґрунті полів дослідю пов'язаний з активним зв'язуванням у часі радіонуклідів ґрунтовим поглинальним комплексом і винесенням їх з урожаєм сільськогосподарських культур, а також інтенсивнішою їх міграцією вниз по профілю. На таку спрямованість процесів вказує більша питома активність ґрунту ^{137}Cs на ріллі в шарі 10–20 см, ніж на перелозі та в лісі.

Сільськогосподарські культури мають різну здатність до накопичення ^{137}Cs . До культур з потенційно невисокою здатністю накопичення ^{137}Cs належать картопля, яку на дерново–підзолистому ґрунті

можливо вирощувати з рівнем щільності радіоактивного забруднення до 15 Кі/км², кукурудзу – з рівнем щільності до 7,7 Кі/км², і зернові – за щільності 2,4–4,1 Кі/км².

Визначений нами рівень активності цезію в полях сівозміни свідчить, що і за тривалий період після аварії він залишився в шарі 0–20 см на рівні 8 Кі/км².

Регулювання радіоактивного забруднення продукції

Після аварії на Чорнобильській станції значна територія Житомирської області була забруднена радіоактивними речовинами, зокрема і Коростенський р-н (табл. 2.22). Особливо небезпечним було забруднення біологічно активним Cs-137. Цей довго живучий елемент має властивості мігрувати в системі «грунт–рослина–тварина–людина». Тому ведення землеробства на радіоактивно забруднених територіях має чітко виражену специфіку пов'язану з необхідністю зменшення індивідуальної дози опромінення способом виробництва продукції харчування, вміст радіонуклідів який не перевищує чинні гігієнічні норми (табл. 2.23).

Згідно з чинним законодавством території, забруднені Cs-137 до 1 Кі/км² та Sr-90 до 0,02 Кі/км², вважаються умовно чистими. Ведення сільського господарства на таких територіях можливе без обмежень. З більшою щільністю забруднення необхідно застосовувати комплекс агротехнічних та організаційних заходів, неможливе ведення сільськогосподарського виробництва в зоні, де щільність забруднення ґрунту Cs-137 – 15 Кі/км², Sr-90 – 0,02 Кі/км².

Таблиця 2.22. Щільність забруднення сільськогосподарських угідь Коростенського р-ну

Радіонуклід	Площі та рівень забруднення, Кі				
	Рівень	до 1	1,1–5,0	5,1–15	понад 15
Cs	Площа, тис./га	16,3	60,6	13,1	0,3
	Рівень	до 0,02	0,02–0,15	0,15–3,0	понад 3
Sr	Площа, тис./га	–	89,8	0,4	–
	Рівень	до 0,02	0,02–0,15	0,15–3,0	понад 3

Таблиця 2.23. Гранічна щільність забруднення дерново-підзолистого ґрунту ¹³⁷Cs для отримання нормативно безпечної сільськогосподарської продукції [76]

Кукурудза		Пшениця озима		Картопля		Ячмінь ярий		Тритикале		Жито		Овес		Бобові	
1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
286	7,7	182	4,9	500	13,6	154	4,1	125	3,4	83	2,2	57	1,5	25	0,7

Примітка: 1 – без обробітку ПМРД; 2 – оброблено ПМРД.

Тобто на рівні щільності забруднення необхідно застосувати контрзаходи зі зниження нагромадження радіонуклідів у сільсько-господарській продукції. Нами проведено вивчення ефективності одного з перспективних прийомів блокування радіонуклідів в системі «грунт–рослина» способом позакореневого внесення розчинних добрив під час вегетації. Відомо, що дерново-підзолисті ґрунти Полісся характеризуються низьким вмістом макро- і мікроелементів. Для встановлення можливостей підвищення продуктивності посівів і зниження радіоактивного забруднення продукції нами закладено дрібноділянковий дослід з обробки рослин тритикале полімінеральним розчинним добривом (ПМРД) «Макромік», що містить азот, калій, магній і мікроелементи у біологічно активній формі.

Дослід проведено в стаціонарному досліді Інституту сільського господарства Полісся методом розщеплених ділянок в чотириразовому повторенні на зерновій культурі тритикале. Добрива вносились у фазу трубкування в дозах із розрахунку 20 л на гектар.

Встановлено, що полімінеральні добрива сприяли достовірному збільшенню урожайності зерна тритикале на фоні без добрив на 9%, у варіанті з альтернативною системою – на 7%, на фоні традиційної інтенсивної системи – на 5%. При цьому спостерігався позитивний вплив ПМРД на зростання вмісту в зерні білка, жиру і крохмалю (табл. 2.24).

Одним з основних чинників, що впливають на перехід ^{137}Cs з ґрунту в рослини, є рівень забезпечення рослин калієм. При надходженні калію і цезію у рослини проявляється «антагонізм» цих елементів. Для визначення впливу ПМРД на надходження в рослини тритикале ^{137}Cs визначена його активність залежно від вмісту калію в зерні й соломі (табл. 2.25).

Таблиця 2.24. Ефективність застосування ПМРД «Макромік» за вирощування тритикале озимого, 2013–2015 рр.

Система відтворення	Урожайність, т/га		+ %	Якість зерна							
	1	2		Білок, %		Зола, %		Жир, %		Крохмаль, %	
				1	2	1	2	1	2	1	2
Без відтворення	1,91	2,08	9	12,1	11,7	1,28	1,47	1,72	1,75	50,9	51,3
Альтернативна	4,15	4,43	7	12,5	11,8	1,41	1,49	1,73	1,74	50,8	51,2
Традиційна інтенсивна	4,40	4,62	5	12,3	11,6	1,39	1,48	1,74	1,76	50,8	51,1
Nip_{095} т/га	0,15										

Примітка: 1 – без обробітку ПМРД; 2 – оброблено ПМРД.

Результати досліджень показали, що під впливом ПМРД відповідно в зерні і соломі тритикале збільшився вміст калію на 14%. При цьому спостерігається тенденція збільшення вмісту калію в зерні та зменшується коефіцієнт переходу ^{137}Cs із ґрунту в рослини.

Отже, застосування для підживлення зернових культур полімінерального добрива «Макромік» можна рекомендувати не лише для підвищення продуктивності посівів і якості продукції, а й для зменшення коефіцієнта переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини.

Урожайність культур та продуктивність зерно-просапної сівозміни. Основним критерієм агроекологічного стану ґрунтів за всіх її складових є величина врожаю сільськогосподарських культур як функції природних і набутих властивостей, зумовлених складною системою ґрунтових процесів, які регулюються цілеспрямованою діяльністю людини.

Основні чинники, які визначають урожай сільськогосподарських культур, становлять послідовність: властивості ґрунту, поживні елементи, клімат, агротехніка, сорти. При цьому будь-який рослинний організм і ґрунтовий об'єкт розглядаються в контексті їх найтіснішого зв'язку з усіма компонентами агроєкосистеми, які розвиваються завдяки взаємодії, взаємовпливу і взаємозалежності всіх складових. Отже, продуктивність рослин ґрунтується на взаємодії основних обмінних процесів речовини та енергії в ґрунті й рослинах. В результаті рослинами через фотосинтез акумулюється і відповідно розподіляється сонячна енергія, створюється біологічна продукція у вигляді продовольства, сировини та енергії, забезпечується оптимальний баланс азоту й вуглецю в агроєкосистемі. Отже, відтворення екологічних і продуктивних функцій ґрунтів слід розглядати як раціональну систему біотехнологічних заходів, складовою частиною яких є органічні й мінеральні добрива.

Таблиця 2.25. Вплив ПМРД «Макромік» на вміст калію і накопичення ^{137}Cs у зерні і соломі тритикале, 2014 р.

Система відтворення	Уміст калію, %				Накопичення ^{137}Cs , Бк/кг/Бк/м ²		Зниження накопичення, %
	солома		зерно		зерно		
	1	2	1	2	1	2	
Без відтворення	1,6	1,12	0,57	0,58	0,22	0,20	9
Альтернативна	1,20	1,35	0,59	0,62	0,20	0,18	10
Традиційна інтенсивна	1,29	1,39	0,60	0,62	0,19	0,17	11

Примітка: 1 – без обробки ПМРД; 2 – обробка ПМРД.

Картопля. В середньому за 2012–2014 рр. врожайність картоплі в досліді Інституту сільського господарства Полісся на фоні природної родючості дерново-підзолистого ґрунту, тобто без добрив, становила 14,1 т/га. Традиційна система підвищила урожай картоплі до 27,7 т/га, або на 96%. Використання альтернативної системи забезпечило урожайність картоплі до 26,1 т/га, тобто майже на рівні традиційної.

Овес. Врожайність вівса на фоні природної родючості дерново-підзолистого ґрунту була невисокою і в середньому за роки досліджень становила лише 1,36 т/га. Традиційна система забезпечувала зростання врожайності цієї культури на 50% до 2,07 т/га, а за альтернативної вихід зерна збільшувався до 2,2 т/га, або на 63% відносно контролю.

Люпин. Врожайність люпину без добрив у середньому за роки досліджень також була невисокою – 1,26 т/га. Як за традиційних, так і за альтернативної органо-мінеральних систем вихід зерна до контролю збільшився майже на 50% – до 1,85 і 1,81 т/га відповідно. Максимальна врожайність зерна люпину отримана за поєднання гною і підвищених доз мінеральних добрив – понад 2 т/га.

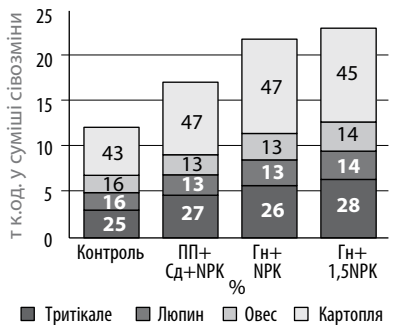
Тритикале. За відносно низької продуктивності посівів тритикале на природному фоні родючості дерново-підзолистого ґрунту ця культура забезпечила урожайність 1,9 т/га. Як за традиційної, так і за альтернативної систем врожайність тритикале зростала відповідно 3,8 та 4,1 т/га.

Продуктивність сівозміни оцінюється в кормових одиницях. Необхідно відзначити, що природний фон родючості дерново-підзолистого ґрунту у середньому за 3 роки забезпечує в зерно-картопляній сівозміні вихід у сумі 10,6 т к. од./га. За альтернативної та традиційної систем продуктивність сівозміни зростала по основній продукції до 19,5–20,0 т к. од., або 5 т к. од./га сівозміни. Це свідчить про те, що стосовно тваринницької або рослинницької спеціалізації сільськогосподарського підприємства виробництву можна рекомендувати як традиційну, так і альтернативну системи відтворення агроекологічних функцій ґрунтів. При цьому з позицій отримання лише продукції рослинництва підвищувати дозу мінеральних добрив з рекомендованої до підвищеної недоцільно з міркувань зниження економічної та енергетичної ефективності (табл. 2.26).

Таблиця 2.26. Урожайність культур та продуктивність зерно-просапної сівозміни, 2012–2014 рр.

Система відтворення	Люпин	Тритикале	Картопля	Овес	Продуктивність сівозміни			
					т к. од.	т/га к. од.	± до контролю	
							т/га к. од.	%
Без добрив	1,26	1,91	14,1	1,36	10,58	2,65	–	–
Без відтворення	1,85	3,81	27,7	2,07	19,49	4,87	2,22	84
Альтернативна	1,81	4,15	26,1	2,22	19,36	4,84	2,19	83
Традиційна інтенсивна	2,04	4,21	27,5	2,30	20,00	5,00	2,35	89
НР ₀₅	0,25	0,30	2,50	0,14	–	–	–	–

Аналіз отриманих врожайних даних і показників продуктивності сівозміни свідчить, що можливість підвищення виходу продукції може зумовлюватися не лише системами удобрення, а й способом оптимізації складу культур у сівозміні. Наприклад, найвагоміший внесок в її продуктивність на всіх фонах удобрення характерний для картоплі – 43–48%. Причому найбільше він зростає на удобрених фонах, що свідчить про високу окупність внесених добрив (рис. 2.8).



	Конт- роль	ПП+ Сд+ NPK	Гн+ NPK	Гн+ 1,5NPK
Тритикале	3,06	4,71	5,76	6,44
Люпин	1,93	2,23	2,83	3,12
Овес	1,90	2,22	2,90	3,21
Картопля	5,29	7,98	10,39	10,31

Рис. 2.8. Внесок культур в продуктивність сівозміни за різних систем відтворення

Внесок тритикале у вихід кормових одиниць дещо нижче і коливається в межах 25–28% з підвищенням на удобрених фонах. Навпаки, люпин і овес на контролі забезпечують по 16% продуктивності сівозміни з певним зниженням на удобрених фонах. Цей факт може свідчити про більшу адаптованість цих культур до природних ґрунтово-кліматичних умов регіону без добрив.

Отже, значно підвищити вихід продукції можна скороченням кількості культур з 4-х до 3-х або навіть 2-х. Однак потрібно дотримуватися сівозмінного фактору, а також враховувати,

що за тваринницької спеціалізації першочергового значення набуває забезпеченість раціонів годівлі перетравним протеїном. Відповідно відкритим залишається питання – чи забезпечить тритикале вихід 4 т/га зерна після картоплі, як після люпину. Або як зміниться збір перетравного протеїну, якщо з сівозміни вивести люпин. Уміст перетравного протеїну в бульбах картоплі становить 15 г/кг, у зерні вівса – 85, люпину – 268 і тритикале – 103 г/кг. У побічній продукції цих культур його міститься 14, 14, 25 і 7 г/кг відповідно. У перерахунку на врожайність збір протеїну під час вирощування картоплі за варіантами досліду буде коливатися від 0,31 до 0,61 т/га, вівса – від 0,15 до 0,25, люпину – від 0,37 до 0,60 і тритикале – від 0,23 до 0,49 т/га (рис. 2.9).

Тобто люпин за невисокої врожайності зерна забезпечує вихід протеїну на рівні картоплі, істотно переважаючи при цьому тритикале. Навпаки, овес за низької врожайності і накопичення протеїну значно поступається іншим культурам сівозміни. Враховуючи цінність люпину як попередника для зернових колосових виробництву можна запропонувати 3-пільну сівозміну без вівса: картопля, люпин, тритикале. При цьому вихід продукції за варіантами досліду зросте на 12–16% (рис. 2.10).

Відповідно вихід протеїну збільшиться за варіантами досліду від 264–484 кг/га до 303–562 кг/га. Потрібно також враховувати, що овес характеризується підвищеною здатністю до накопичення радіонуклідів.

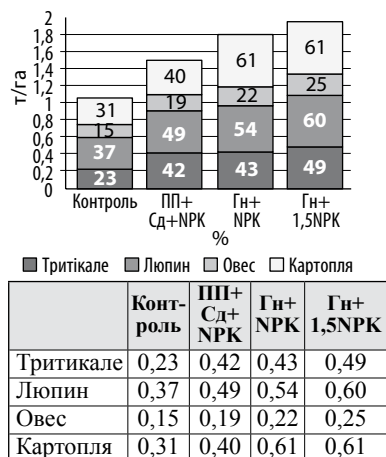


Рис. 2.9. Внесок культур сівозміни у валовий збір протеїну

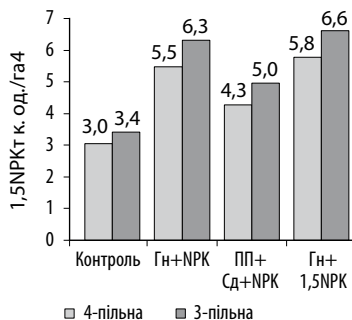


Рис. 2.10. Зміни продуктивності сівозміни за виведення з неї вівса

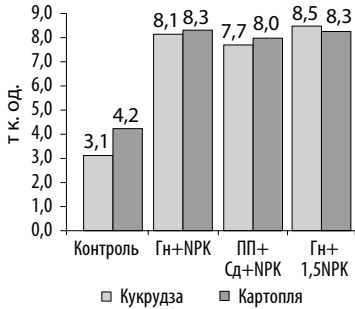


Рис. 2.11. **Продуктивність кукурудзи МВС і картоплі за різних систем удобрення**

з навантаженням на ріллю 100–120 умовних голів на 100 гектарів. За такої спеціалізації 4-пільну сівозміну з картоплею впроваджувати економічно недоцільно через високу собівартість цієї культури.

Для отримання соковитих і зелених кормів краще у сівозміну ввести кукурудзу на з/к і МВС. Тому для подальшого моделювання перспективних сценаріїв розвитку аграрного виробництва в регіоні на варіантах з традиційними системами відтворення (Гн+NPK та Гн+1,5NPK) за оцінювання продуктивності сівозміни використовувалися врожайні дані кукурудзи МВС, отримані в ці самі роки досліджень (2012–2014рр.), цьому самому досліді, аналогічній короткоротаційній сівозміні, на цих самих фонах удобрення (рис. 2.11).

При цьому необхідно відзначити, що рівень врожайності біомаси кукурудзи МВС табульб картоплі дуже близький або майже однаковий. Якщо їх кормова цінність становить 0,26 і 0,30 к. од./кг відповідно, то продуктивність посівів цих культур за варіантами систем удобрення є також дуже близькою. Лише на контролі без добрив картопля дещо переважає кукурудзу, що можна пояснити більшою адаптованістю до природного фону родючості дерново-підзолистого ґрунту.

Проте цей варіант досліді моделює сучасну поширену рослинницьку виробничу практику з реалізацією товарної і побічної продукції за межі агроєкосистеми, коли кукурудзу на корм вирощувати немає сенсу. Тобто за подальшого порівняльного економічного і енергетичного аналізу варіантів досліді як модельних агроєкосистем передбачається, що за внесення гною при традиційних систе-

мах відтворення, а це своєю чергою зумовлюється наявністю тваринництва, вся продукція рослинництва використовується на корм з отриманням молока і м'яса. На контролі й на фоні побічної продукції виробляється товарна продукція рослинництва – зерно табульби картоплі.

Отже, з культур 4-пільної зерно-просапної сівозміни за продуктивністю при всіх досліджуваних системах удобрення вирізняються картопля і тритикале, а за виходом перетравного протеїну – картопля й люпин. На природному фоні родючості в такій сівозміні вихід кормових одиниць становить у середньому за роки досліджень 2,5 т к. од./га. Традиційні (Гн+NPK і Гн+1,5NPK) та альтернативна (ПП+Сд+NPK) системи відтворення за ефективністю рівноцінні й забезпечують 5 т к. од./га. Картопля і кукурудза мають близький потенціал біопродуктивності на всіх фонах удобрення, що дає змогу моделювати різну спеціалізацію аграрного виробництва товарної продукції рослинництва (картопля) і тваринництва (кукурудза на корм). За низької врожайності вівса та виходу з ним перетравного протеїну його наявність у сівозміні істотно знижує продуктивність ріллі.

Підсумовуючи все наведене вище, стає очевидним, що економічна ситуація унеможливило застосування мінеральних добрив та хімічних меліорантів для підтримання родючості та фізико-хімічних параметрів дерново-підзолистих ґрунтів, а також бездефіцитного балансу в поліських агроекосистемах гумусу, азоту, фосфору і калію. Тому актуальним в цьому сенсі є наукове обґрунтування альтернативних переважно біологічних способів відтворення і підтримання агроекологічних функцій ґрунтів та сталого розвитку агроекосистем, зокрема на забруднених радіонуклідами територіях.

Актуальним у цьому сенсі є біоенергетичний аналіз агроекосистем як у процесі відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених дерново-підзолистих ґрунтів, так і за формування таких виробничих систем, що дають змогу ефективніше використовувати промислову та біологічну енергію. Крім того, цей підхід дає змогу відшукати та запропонувати альтернативні менш енергомісткі технологічні заходи, що сприятимуть не лише зростанню ефективності аграрного виробництва, а й зменшенню агротехногенного навантаження на навколишнє природне середовище.

В умовах глобальних кліматичних змін доцільним та необхідним є регіональний аналіз температурних режимів у часі, зокрема на те-

риторії Житомирського Полісся. За період з 1960 по 2014 р., тобто за останніх 54 роки, середньорічна температура підвищилася від 6,3 до 8,6°C або на 2,3°C з темпом всередньому 0,04°C за рік. Щодо умов зволоження, то вони поліпшились за цей період неістотно – лише на 4%. За гідротермічним коефіцієнтом (ГТК) за період з 1991 по 2014 рр. спостерігається його істотне зниження від 1,58 до 1,04, тобто можна впевнено говорити про розвиток процесу аридизації клімату Житомирського Полісся.

Отже, в процесі змін клімату в зоні Полісся з'явився новий додатковий фактор – потепління, що слід враховувати як за проведення наукових досліджень, так і в сучасній практиці аграрного виробництва, зокрема з погляду отримання безпечної продукції в умовах радіоактивного забруднення.

Зона Полісся вирізняється високою строкатістю ґрунтового покриву, а також рівнів забруднення радіонуклідами. Основною ґрунтовою відміною є дерново-підзолисті ґрунти, які займають понад 60% території регіону. Ці ґрунти вирізняються невисокою природною родючістю, зокрема низьким умістом гумусу, біогенних елементів та високою кислотністю. Але ця ґрунтова відміна належить до кращих в зоні Полісся, що стосується і тих, які було виведено з сільськогосподарського використання. З огляду на підвищення сприятливості умов вирощування, поширення в регіоні вирощування нетрадиційних для зони Українського Полісся культур та зниженням у віддалений післяаварійний період радіоактивного забруднення майже вдвічі, зросла актуальність повернення цих земель до сільськогосподарського використання.

Як традиційні, так і альтернативна системи відтворення агро-екологічних функцій ґрунтів забезпечують оптимізацію гумусного стану, істотне поліпшення поживного режиму та фізико-хімічних параметрів дерново-підзолистого ґрунту. Отримані результати досліджень дають підставу зробити висновок, що при сучасному дефіциті органічних добрив тваринного походження відтворення агро-екологічних функцій можна досягти за використання на добриво всієї побічної продукції сівозміни та біомаси сидератів.

Традиційні й альтернативна системи відтворення агро-екологічних функцій ґрунтів майже вдвічі підвищують врожайність усіх культур та продуктивність зерно-просапної сівозміни загалом порівняно з контролем, який прирівнюється до природної родючості дерново-

підзолистого ґрунту. Встановлено, що за підвищення урожайності всіх культур сівозміни в процесі відтворення агроекологічних функцій дерново-підзолистих ґрунтів зростає винесення з ґрунту кальцію і магнію, що створює додаткові ризики зростання кислотності ґрунтового розчину. Відповідно такий стан речей пов'язаний з інтенсифікацією переходу радіонуклідів у рослинницьку продукцію. Отже, для зменшення за таких умов надходження в рослини ^{137}Cs слід забезпечити ретельний контроль за фізико-хімічними властивостями ґрунту. Додатковим заходом зниження переходу ^{137}Cs в рослинницьку продукцію є позакореневе застосування під час вегетації полімінерального рідкого добрива з високим вмістом калію і мікроелементів. Цей захід зменшує надходження ^{137}Cs в зернові колосові культури на 9–10% порівняно з контролем.

Альтернативна система відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забрудненого дерново-підзолистого ґрунту за впливом на його агрохімічні і фізико-хімічні параметри, урожайність культур та продуктивність сівозміни є рівноцінною з традиційною системою. Але «проблемним» місцем альтернативної системи є від'ємний баланс кальцію і магнію, що потребує посиленого контролю за фізико-хімічними характеристиками ґрунту.

ФОРМУВАННЯ ЕКОНОМІЧНО ЕФЕКТИВНИХ ТА ЕКОЛОГІЧНО ЗБАЛАНСОВАНИХ МОДЕЛЕЙ АГРОЕКОСИСТЕМ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЛЯХ ПОЛІССЯ

3.1. ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА ТА СИСТЕМ ВІДТВОРЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ

Аналіз проблем управління сільськогосподарським підприємством показує, що його потрібно розглядати у всьому різноманітті зв'язків різних галузей виробництва, ґрунтово-кліматичних умов, наявної в регіоні підприємств сільськогосподарської інфраструктури, ринкової кон'юнктури сільськогосподарських продуктів, чинного законодавства та багато інших факторів [65, 136, 220, 229].

Відомо, що основним інструментом системного аналізу є моделювання. Фундаментальна цінність моделі полягає в її здатності замінювати реальний процес. Для більшості сільськогосподарських підприємств процедура проведення експерименту в масштабах всього господарства або неприйнятна або нездійсненна. Такий експеримент має для них занадто небезпечні наслідки. Тому за аналізу проблеми з'являється необхідність імітатора досліджуваного підприємства, який можна було б використовувати для випробувань замість реальної системи. Таким імітатором слугує модель, яка має відображати найістотніші закономірності перетворення природних, матеріальних, фінансових, інформаційних, енергетичних і трудових ресурсів у сільськогосподарську продукцію [12, 260].

З огляду на все викладене вище проблеми об'єктивної оцінки і раціонального використання агроресурсного потенціалу регіонального аграрного виробництва загалом і сільськогосподарських підприємств зокрема нині набувають особливої актуальності. Їхне

вирішення дає змогу керівникам і фахівцям сільськогосподарських підприємств ухвалювати стратегічні й оперативні управлінські рішення, спираючись не на рекламу або інтуїцію, а на конкретні кількісні показники врожайності окремих культур та продуктивності сівозмін залежно від рівня інтенсифікації технологій і стосовно можливостей вдосконалення інфраструктури щодо сучасних технологічних досягнень [12, 86–87].

У цьому напрямі важливими є дослідження щодо перспектив розвитку аграрного виробництва в поліській зоні, зокрема в центральній її частині. Загальне уявлення про цей регіон пов'язано із достатнім вологозабезпеченням та низьким рівнем природної родючості ґрунтів, зокрема дерново-підзолистих. Так, середньорічна кількість опадів 550–650 мм перевищує випаровування з поверхні води, що зумовлює періодично промивний тип водного режиму. Основними типами ґрунтів в регіоні (>80%) є дерново-підзолисті ґрунти із різним ступенем опідзолення, оглеєння та різним гранулометричним складом. Уміст гумусу в орному шарі цих ґрунтів досить низький і коливається в межах від 0,7–1% у піщаних і супіщаних до 1,5–2% у суглинкових відмінах. Вони ущільнені (1,40–1,55 г/см³), запасують мало води, мають високу водопроникність, низьку ємність вбирання, містять недостатньо основ з рН_{сол.} 4,2–5,2 та невисоку забезпеченість рухомими формами азоту, фосфору і калію [161].

Тобто з одного боку, в умовах глобальних змін клімату перевагою є те, що порівняно з Лісостепом і, особливо Степом, регіон характеризується сприятливішими умовами природного зволоження. З другого – ґрунтовий покрив має переважно низький рівень природної родючості, що в багатьох випадках піднімає питання можливості ефективного ведення сільськогосподарського виробництва в цих умовах. Для вирішення цього завдання проведено імітаційне моделювання перспективних стосовно умов регіону сценаріїв виробничої діяльності для типового сільськогосподарського підприємства дослідного господарства (ДГ) «Грозинське» Коростенського р-ну Житомирської обл.

Моделі розвитку ДГ «Грозинське». Найпоширеніші ґрунти в господарстві дерново-підзолисті глеюваті супіщані та дернові глейові легкосуглинкові (до 80%). Реакція ґрунтового розчину ґрунтів коливається від середньокислих з рН від 4,6 до нейтральних з рН 7,0. За рівнем забруднення радіонуклідами площі орних земель господар-

ства належать до нині скасованої зони посиленого радіоекологічного контролю – помірно забрудненої зони: за ^{137}Cs – 1–5 Кі/км², за ^{90}Sr – 0,02–0,15 Кі/км².

Землекористування господарства вирізняється дрібноконтурністю. Під ріллею нараховується 83 контури площею від 3,5 до 158,7 га і середнім розміром 36,3 га, під природними кормовими угіддями 19 контурів від 6,8 до 160,4 га із середнім розміром 36,9 га. Нині ці землі використовуються обмежено на площі близько 800 га (рис. 3.1.).

Планом, розробленим проектним інститутом по землевпорядкуванню «Укрземпроект», площа ріллі в ДГ «Грозинське» становить 3010,7 га, площа природних кормових угідь – 700,9 га (рис. 3.1). Тваринницькі комплекси розраховані на утримання близько 4 тис. гол. Великої рогатої худоби. Нині сільськогосподарські угіддя в господарстві використовуються обмежено, залишилося близько 209 гол. Великої рогатої худоби, а тваринницькі приміщення планують переобладнати для утримання свиней. Завданням досліджень було здійснити порівняльну оцінку існуючої практики виробничої діяльності та можливих інших варіантів розвитку галузевої структури цього сільськогосподарського підприємства.



Рис. 3.1. Схема землекористування дослідного господарства «Грозинське» ІСГП НААН

Модель № 1 «Сучасна». Використовується 600 га, кормових угідь – 200 га (*табл. 3.1*). У структурі посівних площ зернові займають усі 600 га, зокрема жито озиме – 300 га, овес – 300 га. Врожайність зернових культур приймається середня за останні 3 роки: овес 1,4 т/га, жито – 2,0 т/га. Це відповідає рівню досягнутому на контролі без добрив у стаціонарному досліді. Тваринництво представлено великою рогатою худобою – 209 гол., зокрема корів – 109 гол.

Модель № 2 «Молочне скотарство – 4 тис. кг молока». Скорочено «ВРХ–4». Сівозміна: кукурудза, овес, люпин, тритикале з врожайністю культур на варіанті досліді з традиційною органомінеральною системою удобрення (Гній+НРК). Продуктивність дійних корів та щільність поголів'я великої рогатої худоби відпові-

Таблиця 3.1. Використання ріллі й природних кормових угідь за різних варіантів розвитку ДГ «Ізозинське»

Культура	Показник	Моделі		
		№ 1 «Сучасна»	№ 2 «ВРХ–4» і № 3 «ВРХ–10»	№ 4 «Свинарство»
Озимі зернові (тритикале)	Площа, га	300	752,7	936,9
	Урожай, т/га	2,0	3,8	4,1
	Основна, т	600	1558	3801
	Побічна, т	На добриво	4584	На добриво
Ярі зернові (овес)	Площа, га	300	752,7	936,9
	Урожай, т/га	1,4	2,1	2,2
	Основна, т	420	2865	2075
	Побічна, т	670	2493	На добриво
Бобові (люпин)	Площа, га	–	752,7	936,9
	Урожай, т/га	–	1,9	1,8
	Основна, т	–	1392	1696
	Побічна, т	–	1392	На добриво
Кукурудза МВС	Площа, га	–	752,7	–
	Урожай, т/га	–	31,3	–
	Основна, т	–	23559	–
Корене-плоди (картопля)	Площа, га	–	–	200
	Урожай, т/га	–	–	30,4
	Основна, т	–	–	6084
Природні угіддя	Площа, га	200	700,9	61,3
	Урожай, т/га	2,9 (сіно)	5,2 (сіно)	11,7 (з.м.)
	Основна, т	580 (сіно)	3673 (сіно)	7534 (з.м.)
Використання, %	Рілля	20	100	100
	Природні угіддя	29	100	9

дає наявній кормовій базі та становить відповідно 4 тис. кг молока на рік та 1,1 ум. гол./га.

Модель № 3 «Молочне скотарство – 10 тис. кг молока». Скорочено «ВРХ–10». Аналогічне попередній із залученням 5 тис. т «чистих» концентрованих кормів зовнішнього виробництва для підвищення продуктивності корів до рівня 10 тис. кг на рік та забезпечення гарантованої безпеки за рівнем радіоактивного забруднення продукції тваринництва.

Модель № 4 «Свинарство». Передбачається відновлення використання всієї ріллі за призначенням із згодовуванням основної продукції рослинництва свиням. Нетоварна частина біомаси залишається у полі на добриво. Сівозміна: картопля, овес, люпин, тритикале з урожайністю культур на варіанті досліду з альтернативною системою удобрення (ПП+НРК). Шлейф до свиноматки – 20 гол. на рік молодяку, щільність тварин відповідає наявній кормовій базі і становить 0,81 ум. гол./га (*табл. 3.1*).

Отже, в попередні роки у ДГ «Грозинське» Коростенського р-ну Житомирської обл. було створено потужну інфраструктуру, зокрема з утримання близько 4 тис. гол. Великої рогатої худоби. Кормова база для тварин забезпечувалася площею ріллі 3010,7 га і природних кормових угідь площею 700,9 га. Нині поголів'я великої рогатої худоби скоротилося до 209 гол. і тваринницькі приміщення плануються до переобладнання під утримання свиней. Для встановлення доцільності такого перепрофілювання, а також його порівняння з розвитком молочного скотарства стосовно потенціалу виробництва грубих, соковитих, зелених і концентрованих кормів проводилося імітаційне моделювання сценаріїв виробничої діяльності цього сільськогосподарського підприємства.

Таблиця 3.2. Виробництво і придбання кормів за моделями розвитку ДГ «Грозинське»

Моделі	Грубі, соковиті				Зерно			Сума
	силос, зелені, коре- неплю- ди	сіно	соло- ма	разом, т к. од.	влас- не	при- дбане	разом	
№ 1 «Сучасна»	–	584	672	454	270	–	294	748
№ 2 «ВРХ–4»	23560	3673	8470	9974	5816	–	6594	16568
№ 3 «ВРХ–10»	23560	3673	8470	9974	5816	5000	12394	20791
№ 4 «Свинарство»	13620	–	–	3332	7572	–	8570	11902

Таблиця 3.3. Витрати кормів та виробництво молока

Показник	№ 1 «Сучасна»	№ 2 «ВРХ-4»	№ 3 «ВРХ-10»
Силос, зелені, коренеплоди, т к. од.	454	9974	9974
У т.ч. на 1 корову на рік, т к. од.	2,16	2,16	2,16
на шлейф однієї корови на рік, т к. од.	1,14	1,14	1,14
на 1 корову зі шлейфом на рік, т к. од.	3,30	3,30	3,30
кількість дійних корів, голів	110	2418	2418
на 1 корову на добу, к. од.	5,9	5,9	5,9
Концентровані, т к.од.	294	6594	12394
У т.ч. на шлейф однієї корови, т к. од.	1,30	1,30	1,30
на шлейф усіх корів, т к. од.	144	3153	3153
залишається коровам, т к. од.	150	3442	9242
на одну корову на рік, т к. од.	1,37	1,42	3,82
на 1 корову на добу, к. од.	3,7	3,9	10,5
Усього кормів на 1 корову на добу, к. од.	9,7	9,8	16,4
Виробництво молока на корову на добу, кг*	10,8	11,2	26,1
На 1 корову на рік, кг	3952	4082	9533
Усього молока на рік, т	435	9869	23051

* Залежність між кількістю кормів і продуктивністю корів: $y = 2,2727x - 11,136$.

Формування сівозмін та інфраструктури за моделями. Як зазначалося вище, за сучасної практики обмеженого використання наявного агробіологічного потенціалу підприємства (модель № 1) за продуктивності наявного поголів'я дійного стада по молоку 4 тис. кг на рік потреба у грубих і соковитих кормах становить 450 т к. од., а концентрованих – 250–270 т к. од. (табл. 3.2).

Це дає змогу щороку отримувати до 400 т молока (табл. 3.3) та 30–35 т приросту живої маси великої рогатої худоби (табл. 3.4) [12]. Виробництво зерна на реалізацію становить 700–750 т.

За відтворення тваринництва передбачається відновлення попередньо створеної інфраструктури, зокрема галузі молочного скотарства (Моделі № 2 і 3) або свинарства (Модель № 4) та активне використання усіх земель сільськогосподарського призначення.

За результатами досліджень в стаціонарних дослідах за пріоритету розвитку молочного скотарства для впровадження рекомендується 4-пільна сівозміна: кукурудза МВС, тритикале, люпин, овес. За спеціалізації, орієнтованої на максимальний розвиток свинарства, рекомендується така сівозміна: картопля, тритикале, люпин і овес.

Отже, усі площі під ріллею доцільно об'єднати в чотирьох полях. Однак землекористування ДГ «Грозинське» розділене трасою Київ–

Таблиця 3.4. Прирости живої маси та вихід м'яса

Модель	Чисельність тварин, гол.			Жива маса, т*	М'ясо, т**
	вibraкувані корови	телята на відгодівлі	свині на відгодівлі		
№ 1 «Сучасна»	21	44	–	27	–
№ 2 «ВРХ–4»	457	967	–	600	240
№ 3 «ВРХ–10»	457	967	–	600	240
№ 4 «Свинарство»	–	–	10170	1800	1000

* Забійна маса телят – 372 кг, корів – 525 кг, витрати кормів на 1 кг приросту живої маси свиней – 6 к. од;

** вихід м'яса великої рогатої худоби – 40%, свиней – 55%.

Ковель на дві частини з площею ріллі 1704,1 і 1306,6 га та площею природних кормових угідь 373,3 і 327,6 га. Таке положення може бути пов'язане з організаційними ускладненнями і додатковими витратами на транспортування органічних добрив та кормів, особливо зелених і соковитих з високою вологістю. Оскільки на кожній з цих частин розміщені тваринницькі комплекси (села Зубовщина та Новаци), то відповідно з прив'язкою до них доцільно впровадити по окремії 4-пільній сівозміні залежно від спеціалізації з картоплею або кукурудзою МВС, створивши два відділення, відповідно № 1 і 2.

На відділенні № 1 поле № 1 площею 329,7 га формується з контурів № 1 – № 13 (див. рис. 3.1); поле № 2 площею 327,2 га – з контурів № 8 і 13 – № 20; поле № 3 площею 333,2 га – з контурів № 18 і 23 – № 28; поле № 4 площею 316,5 га – з контурів № 21 і 22, № 27 і 29. Загальна площа сівозміни 1306,6 з середньою площею поля 326,7 га.

На відділенні № 2 поле № 1 площею 384,5 га формується з контурів № 1–10, 24 і 25 (див. рис. 3.1); поле № 2 площею 447,8 га – з контурів № 11–14 і 39–50; поле № 3 площею 422,0 га – з контурів № 15–23, поле № 4 площею 439,2 га – з контурів № 26–38. Загальна площа сівозміни 1693,5 з середньою площею поля 423,4 га.

За профілювання виробничої діяльності в напрямі молочного скотарства врожайність культур приймається на фоні традиційної органо-мінеральної системи удобрення (Гній+NPK) в стаціонарному досліді. Продуктивність природних кормових угідь також приймається за даними стаціонарного досліді з вивчення ефективності систем удобрення за вирощування багаторічних трав на фоні тривалого застосування гною – 52,4 ц/га в перерахунку на сіно. За таких умов валове виробництво зерна становитиме 5,8 тис. т, сіна 3,7, силосу – 32 тис. т (див. *табл. 3.1 і 3.2*).

Таблиця 3.5. Капітальні затрати на інфраструктуру, млн. грн

Інфраструктура	Модель		
	№ 2 «ВРХ-4»	№ 3 «ВРХ-10»	№ 4 «Свинарство»
Техніка в рослинництві	9,51	9,51	9,51
Елеватор	1,45	2,70	1,89
Придбання маточного поголів'я	45,34	45,34	2,86
Переобладнання МТФ на СТФ	–	–	6,74
Переробка: м'яса	1,50	1,50	4,50
молока	7,77	18,15	–
Зберігання продукції	55	1,26	0,04
Разом	66,13	78,47	25,90
Разом, грн/га	17,82	21,14	10,16

Для забезпечення стабільного функціонування такого комплексу потрібно додатково розвивати інфраструктуру. Зокрема, в рослинництві для своєчасного виконання технологічних операцій з вирощування культур сівозміни потрібно придбати 9 тракторів, навантажувачі, розкидачі мінеральних та органічних добрив, комплекс ґрунтообробної техніки, сівалки, зерно- і кормозбиральний комбайни, транспортні засоби. Крім того, інфраструктуру доцільно доповнити елеватором на 8 тис. т, модулями із переробки й зберігання молочних та м'ясопродуктів. Потрібно також враховувати затрати на відновлення маточного поголів'я (табл. 3.5).

Своєю чергою, розвиток галузевої структури за нормативу втрат на 1 дійну корову зі шлейфом 3,3 тис. т к. од. на рік забезпечить можливість утримання 2,4 тис. голів дійного стада. При цьому на кожну корову припадає 0,35 нетелів і 0,8 телиць і телят шлейфу. Телята відгодовуються до року до забійної маси 370 кг, телиці й нетелі – до 18 міс. для заміни вибракуваних дійних корів. Для повноцінної годівлі молодняку до 12-місячного віку потрібно витратити 0,7 т концентрованих кормів, телиць – з 12 до 18 місяців ще майже 0,5 т. Отже, для забезпечення молодняку потреба в концентрованих кормах становить майже 3,6 тис. т к. од. За їх загального виробництва 6,6 тис. т безпосередньо для отримання молока залишається 3,4 тис. т. Отже, на рік на дійну корову припадає концентрованих 1,4 т к. од. і 3,6 т к. од. усіх кормів, або 3,9 та 9,8 к. од. на добу відповідно (див. табл. 3.3) [65].

За чинних нормативів така кормова база, а також наявне співвідношення концентрованих та інших кормів, дасть змогу утриму-

вати дійних корів зі шлейфом продуктивністю близько 11,2 кг на добу, або 4,1 тис. кг молока на рік, з його валовим виробництвом до 10 тис. т, а з урахуванням потреби молодняка до 6-місячного віку – близько 9 тис. т. При цьому приріст живої маси телят на відгодівлі за 12 міс. становитиме 360 т, маса вибракуваних корів – 240 т (див. *табл. 3.4*). З цієї сировини в результаті переробки можна отримати 600 т вершків 15%-ї жирності, 520 т твердих сирів (*табл. 3.6*) і близько 240 т телятини та яловичини. Відвійки і відходи переробки м'яса використовуються для годівлі тварин та виробництва комбікормів, що дає змогу підвищити виробництво кінцевої продукції ще на 15%. Зрозуміло, що для зміцнення конкурентоспроможності підприємства в інфраструктурі потрібно мати сучасні модулі із зберігання готової продукції.

Отже, наявний потенціал біопродуктивності землекористування дає змогу повністю задіяти наявну інфраструктуру молочного скотарства, забезпечивши щільність тварин 1,1 ум. гол./га. Однак при цьому залишається не реалізованим резерв – продуктивність дійного стада. Придбанням маточного поголів'я з високим потенціалом продуктивності, проведенням на належному рівні селекційної роботи та через збільшення частки концентрованих кормів в раціонах годівлі вихід молока на дійну корову можна довести до 10 і більше тис. кг на рік. Наприклад, в Державному підприємстві «Чайка» в Козелецькому районі Чернігівської області лінія «Чифа» налічує 215 корів продуктивністю 10498 кг на рік, лінія «Белла» – 11 корів продуктивністю 10748 кг на рік [12].

Головна перевага полягає в тому, що без розширення інфраструктури (тваринницькі приміщення, обладнання) та без значних додаткових капітальних затрат можна різко збільшити виробництво молочної продукції. Річ у тому, що за продуктивності тварин 7 кг молока на добу витрачається 8 к. од. кормів, або 1,14 к. од. на 1 кг молока. Для забезпечення добових надоїв на рівні 22 кг завдяки концентрованим кормам витрати становлять 14 к. од., або 0,64 к. од. на 1 кг молока. Тобто з однієї кормової одиниці за вказаних умов можна отримати майже удвічі більше продукції порівняно з сучасним станом. Для вирішення питання доцільності такого вдосконалення галузі молочного скотарства розглядається сценарій підвищення річної продуктивності молочного стада до 10 тис. кг молока на дійну корову.

Таблиця 3.6. Переробка молока, т

Модель	Молоко незбиране			Вершки*	Молоко збиране		Сир*	Відвійки	Разом сири і вершки	
	всього	на корм молодянку	на переробку		на годівлю молодянку	на переробку			без використання відвієнок на корм	з використанням танним відвієнок на корм
№ 2 «ВРХ–4»	9869	677	9192	550	1354	7288	474	6813	1025	1124
№ 3 «ВРХ–10»	23051	677	22374	1340	1354	19680	1281	18399	2620	2888

* Витрати незбираного молока на 1 т вершків – 16,7 т; витрати молока на 1 т твердого сиру – 13,8 т, втрати маси твердого сиру за дозрівання – 10%.

За умови придбання високопродуктивного маточного поголів'я молочної худоби для забезпечення річних надоїв рівня 10 тис. кг молока потрібно збільшити витрати концентрованих кормів від 1,4 до 3,8 т на рік, піднявши забезпеченість раціонів годівлі від 11 до 26 к. од. на добу. Для досягнення таких результатів виробництво зерна потрібно подвоїти і довести від 6 до 11 тис. т (див. *табл. 3.2*).

Розв'язати цю проблему можна через розширення площі врожайнішого ніж овес і люпин тритикале. Однак це призведе до порушення сівозмінного фактора і до зниження забезпеченості раціонів годівлі тварин протеїном. Площі, що межують із землекористуванням господарства розпайовані, й використати їх для збільшення валового виробництва зерна передусім з організаційних міркувань проблематично.

Водночас, за даними Держкомстату рівень собівартості зерна неістотно відрізняється від ціни його реалізації. Наприклад, у 2013 р. по Житомирській області ці показники для жита відповідно становили 1238,2 і 1238,2, для вівса – 1333,2 і 1461,1, для гороху – 2049,6 і 2161,0 грн/т. Тобто в цьому разі проблему дефіциту зерна найпростіше розв'язувати через його закупівлю. Доцільність залучення «чистого» зерна з інших регіонів зумовлюється також радіоактивним забрудненням території землекористування господарства і міркуваннями отримання продукції тваринництва гарантованої якості [86].

Отже, за умови наявності високопродуктивного молочного стада додаткове придбання зерна дасть змогу збільшити виробництво молока з 9 до 22 тис. кг (див. *табл. 3.3*), за переробки якого можна отримати майже 1,5 тис. т вершків і 1,4 тис. т твердих сирів (див.

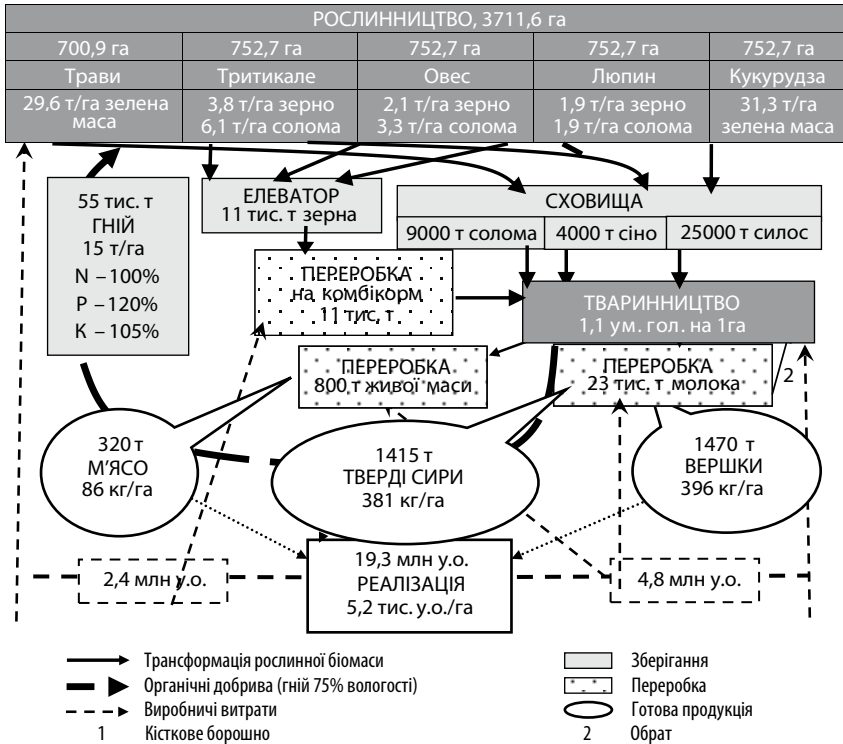


Рис. 3.2. Перспективна структура аграрного виробництва для ДГ «Грозинське» згідно зі сценарієм Моделі № 4

табл. 3.4). Обсяги приросту живої маси великої рогатої худоби залишаться незмінними (див. табл. 3.6). Такий стан справ потребуватиме певних змін в інфраструктурі господарства: об'єм елеватора і потужності з переробки молока слід підвищити удвічі (див. табл. 3.5). Загалом інфраструктуру аграрного виробництва ДГ «Грозинське» згідно з Моделлю № 4 представлено на (рис. 3.2).

Завдання наступного сценарію – встановити перспективи реалізації наявного потенціалу виробництва рослинної біомаси в господарстві з її трансформацією в продукцію свинарства. Тобто моделюється максимальний розвиток галузі свинарства на базі наявної інфраструктури молочного скотарства за умови відновлення інтенсивного використання усіх сільськогосподарських угідь. В раціонах

годовлі свиней переважають концентровані корми, що поєднуються із зеленою масою і коренеплодами. У цьому випадку передбачалося, що для забезпечення повноцінної годівлі свиноматки потрібно мати 1,3 т зерна, 1,8 т зелених кормів і близько 1 т соковитих коренеплодів. Своєю чергою на кожного з 20 отриманих за рік від свиноматки поросят потрібно заготовити 0,7 т концентрованих та по 0,6 т зелених і соковитих кормів. Загалом на свиноматку зі шлейфом необхідно мати відповідно 8, 8 і 7 т цих кормів.

Оскільки у свинарстві побічна продукція рослинництва не потребувана і використовується на добриво, для розрахунків приймається врожайність культур на фоні альтернативної системи удобрення ПП+НРК у стаціонарному досліді на площі 3010 га передбачається отримання 7,2 тис. т зерна і 5,8 тис. т коренеплодів. Потреба в зелених кормах забезпечується впродовж вегетаційного періоду із природних кормових угідь (див. *табл. 3.1* і *3.2*). Така кормова база дає змогу щороку утримувати понад 500 свиноматок і 10 тис. гол. молодняку на відгодівлі. Залучення в активне використання покинутих земель і розвиток матеріально-технічної бази дасть змогу забезпечити сумарний щорічний приріст живої маси на рівні 1,6 тис. т. За умови переробки цієї сировини з виходом м'яса 55% у результаті можна отримувати до 1000 т готової продукції (див. *табл. 3.4*). Для досягнення цієї мети також потрібно здійснити певну реконструкцію наявної інфраструктури: як і за Моделями № 2 і 3 оновити технічне забезпечення рослинництва, побудувати елеватор, закупити маточне поголів'я, створити блок переробки продукції та переобладнати тваринницькі приміщення під утримання свиней (див. *табл. 3.5*).

Варіант із залученням «чистого» зерна зовнішнього виробництва для подальшого розвитку галузі свинарства не розглядається. Це пов'язано з необхідністю істотного розширення наявного інфраструктурного комплексу із значними капітальними затратами. Термін окупності цих затрат за такої спеціалізації в нинішніх умовах буде сягати 10–15 років, що є неприпустимим. Тобто розвиток свинарства може бути економічно виправданим лише на базі вже наявної інфраструктури, зокрема капітальних приміщень.

Система відтворення агроєкологічних функцій ґрунтів. Завданням адаптованої до землекористування системи відтворення є забезпечення бездефіцитного або позитивного балансу органічного

Таблиця 3.7. Виробництво органічних добрив

Модель	Суша речовина, тис. т					Вихід гною, 75 %	
	Корми	Відходи				тис. т	т/га
		виділення тварин	зберігання кормів	солома на підстилку	разом		
№ 1 «Сучасна»	1,3	0,6	0,2	0,8	1,6	6,3	7,9
№ 2 «ВРХ-4»	20,5	8,7	3,1	–	11,8	47,3	12,7
№ 3 «ВРХ-10»	24,8	10,8	3,1	–	13,9	55,8	15,0
№ 4 «Свинарство»	9,3	4,4	0,5	11,7*	16,6	66,6	21,7

* За умови використання всієї побічної продукції рослинництва на добриво або підстилку.

вуглецю, азоту, фосфору і калію. На Поліссі така умова досягається за систематичного внесення 12–13 т/га гною стандартної якості для зерно–просапної сівозміни [87]. Крім того, у сівозміні: картопля, овес, люпин і тритикале за рік в умовах досліду у середньому за роками з рослинними рештками в ґрунт надходить 3,1 т/га сухої органічної речовини, що за високої культури землеробства забезпечує бездефіцитний баланс гумусу і збереження його запасів на одному рівні впродовж 10 років. За сучасної практики із вирощуванням лише вівса й жита у ґрунт буде надходити лише 2,4 т/га кореневих і післязбиральних решток. Тобто баланс гумусу за практики відчуження з поля соломи і неналежного використання наявних ресурсів органічних добрив буде негативним. Навпаки, за умови раціонального використання органічних відходів рослинництва й тваринництва на добриво нині в господарстві можна формувати бездефіцитний і навіть позитивний баланс гумусу (табл. 3.7).

За умовами інших сценаріїв щорічні обсяги накопичення органічного вуглецю у вигляді виділень тварин, відходів зберігання грубих і соковитих кормів та побічної продукції рослинництва можуть забезпечувати значний позитивний баланс гумусу. Однак для цього потрібно розробити стосовно умов господарства технологічні схеми збирання, зберігання і внесення органічних добрив.

За прийнятого рівня врожайності культур, запропонованих до впровадження сівозмін стосовно умов Моделей № 2 і 3, з розвитком галузі молочного скотарства винесення азоту з ґрунту становитиме 206 кг/га, фосфору – 99 і калію 292 кг/га (табл. 3.8).

Такого самого рівня ці показники становлять за розвитку свинарства (модель № 4), за сучасної практики вони на порядок менші. Нині винос з агроєкосистеми азоту з молоком, живою вагою і

Таблиця 3.8. Рециркуляція біогенних елементів та економія мінеральних добрив, т

Модель	Винос рослинами з ґрунту			Відчуження з агроєко-системи з продукцією			Рециркуляція, %			Економія мінеральних добрив		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
№ 1	26	11	27	17	6	5	36	44	83	27	26	37
№ 2	206	99	292	31	4	2	85	96	99	513	503	483
№ 3	206	99	292	72	9	4	102	121	106	618	630	515
№ 4	191	79	207	28	2	3	85	98	98	478	407	339

Примітка: Аміачна селітра, суперфосфат, калій хлористий.

зерном сягає 17 т/га, фосфору – 6 і калію – 5 т/га. За розвитку молочного скотарства на власній кормовій базі відчуження з реалізованими молочними і м'ясними продуктами азоту становитиме 31 т, фосфору – 4 і калію – 2 т. Тобто вилучення за межі господарства останніх двох елементів з непереробленою продукцією рослинництва і тваринництва з площі 800 га значно вищий, ніж з готовими до споживання продуктами тваринництва з площі 3010 га. Залучення в агроєкосистему 5 тис. т зерна зовнішнього походження дає змогу збільшити виробництво молочних продуктів більше ніж удвічі, відповідно зростають обсяги відчуження біогенних елементів. Відповідно за використання власної кормової бази рівень рециркуляції (повернення в ґрунт з органічними добривами від виносу з врожаєм) як за розвитку молочного скотарства (Модель № 2), так і свинарства (Модель № 4) за азотом становитиме 85%, а за фосфором і калієм наблизатиметься до 100%. Придбання концентрованих кормів (Модель № 3) дає змогу забезпечити позитивний баланс усіх елементів живлення. Отже, завдяки розвитку галузевої структури аграрного виробництва забезпечується економія значної кількості мінеральних добрив. Ця кількість відповідає виносу елементів живлення з компенсації втрат та первиною продукцією рослинництва, і у разі її реалізації без переробки саме такі обсяги промислових мінеральних туків потрібно щороку закуповувати і вносити для компенсації втрат та запобігання агрохімічної деградації ґрунтового покриву. З огляду на це вартість заощаджених добрив потрібно враховувати при оцінці економічної ефективності систем аграрного виробництва.

За сучасним науково-методичними підходами і з позицій агро-екології [62, 88] компенсаційні дози мінеральних добрив визначаються рівнем забезпеченості ґрунтів доступними формами біогенних елементів. Так, екологічно безпечна величина інтенсив-

Таблиця 3.9. Норми мінеральних добрив, що забезпечують оптимальну інтенсивність балансу біогенних елементів, у середньому по господарству

Мо- дель	Еле- мент	Надходить з органічними добривами		Потрібно повернути		Потрібно довести з мінеральними добривами
		кг/га	%*	%*	кг/га	кг/га
№ 1	N	12	36	110	37	25
	P ₂ O ₅	6	44	200	27	21
	K ₂ O	27	83	110	36	9
№ 2	N	47	86	110	60	13
	P ₂ O ₅	26	96	200	54	28
	K ₂ O	78	99	110	87	9
№ 3	N	57	102	110	61	4
	P ₂ O ₅	32	121	200	53	21
	K ₂ O	83	106	110	86	3
№ 4	N	54	85	110	70	16
	P ₂ O ₅	26	98	200	53	27
	K ₂ O	68	98	110	76	8

* % від виносу з ґрунту з урожаєм.

ності балансу азоту для дерново-підзолистих ґрунтів становить 105–110%, фосфору і калію за дуже низького рівня забезпеченості ґрунту відповідно – 280 і 150%, за низького – 250 і 130%, за середнього – 200 і 110%, підвищеного – 130 і 90%, високого – 100 і 70%, дуже високого – 80 і 50%.

Забезпеченість ґрунтів господарства азотом низька і дуже низька, фосфором і калієм – коливається від середньої до високої. Відповідно по полях стосовно вмісту елементів живлення розраховуються оптимальні дози мінеральних добрив (табл. 3.9). Якщо для рівномірності вважати, що забезпеченість азотом ґрунтів дуже низька, а фосфором і калієм середня, то оптимальна інтенсивність балансу відповідно становитиме 110, 200 і 110%.

Отже, за розробки системи удобрення розподіл мінеральних добрив між культурами і окремими полями потрібно здійснювати з урахуванням рівнів їх забезпеченості елементами живлення (табл. 3.10).

З наявних у запропонованих для впровадження за моделями 4-пільних сівозмін культур органічні добрива доцільно вносити щороку в одному полі під просапні кукурудзу або картоплю. У цьому випадку це озимі зернові, після яких тривалість внесення гною може становити 3 і більше місяців. Достатній проміжок часу дає змогу якісно внести добрива та здійснити відповідний обробіток

Таблиця 3.10. Агрохімічна характеристика орних земель

Відділення	№ поля	Площа, га	Уміст у ґрунтах					
			мг/кг			забезпеченість		
			N _г	P ₂ O ₅	K ₂ O	N _г	P ₂ O ₅	K ₂ O
1	1	412,0	94	135	166	Дуже низька	Підвищена	Підвищена
	2	430,9	67	95	112		Середня	Середня
	3	422,0	52	73	102		Середня	Середня
	4	439,2	82	117	115		Підвищена	Середня
2	1	329,7	77	112	107	Дуже низька	Підвищена	Середня
	2	327,2	82	119	109		Підвищена	Середня
	3	333,2	67	90	98		Середня	Середня
	4	316,5	68	82	82		Середня	Середня
По господарству		3010,7	74	103	113	Дуже низька	Середня	Середня

ґрунту. Така схема передбачає транспортування, буртування і зберігання частини органічних добрив на полі, де планують їх внести. Ці роботи виконуються впродовж року в періоди, коли звільняється техніка та сприяють погодні умови. В проміжки часу, коли вивозити гній на поле не вдається, його буртують і зберігають у сховищі неподалік від тваринницьких ферм [128, 157, 182].

Наприклад, якщо за Моделлю № 3 «ВРХ–10» обсяги виробництва гною становлять по господарству 56 тис. т, а по відділенню № 2 – 30 тис. т і його потрібно вносити у полі № 4 – 439,2 га, то половина органічних добрив упродовж осінньо-зимового періоду має бути вивезена на віддалені контури № 34–38 загальною площею 212,1 га.

Другу нагромаджену у сховищі половину гною після збирання попередньої культури вивозять і рівномірно розподіляють наявними транспортними засобами по ділянках іншої половини поля, розташованих ближче до господарського двору. Купи масою від 2 до 6 т розкидають роторними розкидачами типу РУН-15А, а гній з польових буртів на віддалених площах – причіпними розкидачами типу ПРТ-10. Таке положення зумовлено тим, що при внесенні нагромаджених біля ферм добрив причіпні розкидачі при суміщенні з їх транспортуванням на відстань 2–3 км і розкиданням мають дуже низьку продуктивність.

Невигідно також перевозити транспортом і вивантажувати добрива на полі, а потім знову завантажувати ними причіпні розкидачі. Водночас, не завжди доцільно за внесення добрив з польових буртів застосовувати роторні розкидачі, оскільки це потребує виконання

додаткової операції розвезення добрив з буртів купами по полю. Отже, найраціональнішим є поєднання роботи роторних (внесення добрив зі сховища біля ферми) і причіпних розкидачів (внесення із польових буртів) на віддалених площах [171].

Навесні під час посіву наступної культури в рядки через тукові апарати посівних агрегатів вносять мінеральні добрива у нормах, що забезпечують оптимальну інтенсивність балансу азоту і фосфору відповідно до забезпеченості окремих полів цими елементами використовуючи підходи, викладені вище.

За оцінки стану радіаційного забруднення землекористування ДГ «Грозинське» та з огляду на це перспектив розвитку цього сільськогосподарського підприємства використовували наукові підходи і результати досліджень, викладені у джерелах [13, 85, 182].

У порядку зменшення вмісту радіонуклідів рослини розміщуються для зернових та зернобобових в такій послідовності: люпин–горох–соя–гречка–овес–жито–тритикале–ячмінь–пшениця–кукурудза (табл. 3.11). Для зеленої маси кормових: люпин жовтий–капуста кормова–люцерна–соняшник–конюшина–тимофіївка–костриця безоста–кукурудза. Для технічних: редька олійна–ріпак–буряки цукрові–соняшник–льон.

Щільність забруднення ^{137}Cs орних земель ДГ «Грозинське» коливаються від 38 до 475 КБк/м² або від 1,0 до 12,8 Кі/км² (див. рис. 2.7). Гранично допустима щільність забруднення ^{137}Cs для кукурудзи становить 2466 КБк/м² (66,7 Кі/км²), для тритикале – 1423

Таблиця 3.11. Накопичення цезію сільськогосподарськими культурами на дерново-підзолистих ґрунтах Полісся 1986–1996 рр. [121]

Культура	КП, Бк·кг ⁻¹ /Бк·м ²	% до кукурудзи
Кукурудза	0,07	100
Пшениця озима	0,11	156
Ячмінь	0,13	185
Тритикале	0,16	228
Жито	0,27	342
Овес	0,35	498
Гречка	0,76	1082
Соя	0,88	1252
Горох	0,91	1295
Люпин жовтий	1,29	1836

(38,5 Кі/км²), для вівса – 385 (10,4 Кі/км²) і для люпину – 38 КБк/м² (1,0 Кі/км²). Тобто фактичні показники поверхневого забруднення ^{137}Cs дають змогу дотримуватися чинних вимог за вирощування усіх культур сівозміни за винятком люпину (табл. 3.12).

Усі культури запланованої для впровадження сівозміни перебували в постійній ротації по земельних контурах різного рівня забруднення.

Наприклад, контур № 23 площею 33,3 га (рис. 3.1) має щільність забруднення ^{137}Cs 1 Кі/км². Зрозуміло, що на цій ділянці можна вирощувати всі поширені в регіоні сільськогосподарські культури. Однак контур №1 (46,3 га) має щільність забруднення майже 13 Кі/км², і на цій площі можливе вирощування лише кукурудзи і зернових колосових культур.

Овес, гречка та бобові на цьому фоні матимуть підвищені показники питомої активності радіонукліду. Тому для врахування чергування культур сівозміни за полями різного рівня забруднення і отримання гарантовано безпечної продукції для всієї площі орних земель умовно приймався максимально зафіксований показник – 13 Кі/км², для природних кормових угідь – 8,5 Кі/км² (табл. 3.13).

Коефіцієнти переходу в продукцію приймалися відповідно до «Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіоактивними елементами» та Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр. забруднених територіях України та міграція ^{137}Cs у ґрунтах і сільськогосподарській продукції після аварії на Чорнобильській АЕС [85–182].

Стосовно параметрів Моделі № 3 склався раціон, що відповідає наявній кормовій базі на 2,4 тис. гол. Великої рогатої худоби дійного стада з молодняком. Із зальної кількості кормів на виробництво молока припадає 52% концентрованих кормів та 65% грубих і соковитих кормів. На годівлю телят, теличок і нетелів – 48% концентрованих та 35% грубих і соковитих кормів. Згідно з цими пропорціями, враховуючи рівні забруднення окремих видів концентрованих, грубих і соковитих кормів у процесі їх трансформації, оцінювали очікувані рівні безпечності кінцевої продукції.

Таблиця 3.12. Гранично допустима щільність забруднення ^{137}Cs дерново-підзолистого ґрунту за вирощування сільськогосподарських культур [121]

Культура	Щільність забруднення	
	КБк/м ²	Кі/км ²
Кукурудза	2466	66,7
Ячмінь	2643	71,4
Пшениця озима	2056	55,6
Пшениця яра	2312	62,5
Тритикале	1423	38,5
Просо	1233	33,3
Жито	1276	34,5
Овес	385	10,4
Гречка	255	6,9
Боби	278	7,5
Соя	262	7,1
Горох	296	8,0
Вика	243	6,6
Люпин	38	1,0

Таблиця 3.13. Забруднення ґрунту та продукції рослинництва і тваринництва за сценаріями Моделей № 3 і 4

Ґрунт	Продукція рослинництва	Забруднення*	Продукція тваринництва	Забруднення	Перероблена продукція	Забруднення	Органічні добрива	Забруднення
Модель № 3 – лише власні корми								
Рілля 12,8 Кі/км ² 474 КБк/м ²	Зерно: тритикале вівса люпину Бк концкормів** Солома: тритикале вівса	76	Молоко, Бк/кг	108	Сир, Бк/кг	68	Гній, Бк/кг На 1 га рілля, кБк	279
		167 611 775/723 95 758 1800 912 8805/3556 71 1232/663 370/289	Допустимий рівень, Бк/кг	↑	100	Допустимий рівень, Бк/кг Вершки, Бк/кг Допустимий рівень, Бк/кг М'ясо ВРХ, Бк/кг Допустимий рівень, Бк/кг		100 83 100 198 200
Сіножаті 8,5 Кі/км ² 315 КБк/м ²	Сіно із сіножатей Бк грубих кормів** Кукурадза МВС, Бк Кукурадзи МВС** Середнє по кормах, Бк/кг	↑	↑	↑	↑	↑		
Модель № 4 – залучення «чистих» кормів								
Рілля 12,8 Кі/км ² 474 КБк/м ²	Зерно: чисте тритикале вівса люпину Бк концкормів** Солома: тритикале вівса	76	Молоко, Бк/кг	90	Сир, Бк/кг	56	Гній, Бк/кг На 1 га рілля, кБк	196
		167 611 775/723 95 758 1800 912 8805/3556 71 1232/663 370/289	Допустимий рівень, Бк/кг	↑	100	Допустимий рівень, Бк/кг Вершки, Бк/кг Допустимий рівень, Бк/кг М'ясо ВРХ, Бк/кг Допустимий рівень, Бк/кг		100 69 100 162 200
Сіножаті 8,5 Кі/км ² 315 КБк/м ²	Сіно з сіножатей Бк грубих кормів** Кукурадза МВС Бк кукурадзи МВС** Середнє по кормах, Бк/кг	↑	↑	↑	↑	↑		

* Подано умовно для кормів з поля з максимальною забрудненістю 12,8 Кі/км², середня забрудненість – 6,0 Кі/км²,
** в добовому раціоні для виробництва молока / на виробництво м'яса.

Так, забруднення раціону за умовами Моделі № 3 становитиме 289,3 Бк/кг, за умовами Моделі № 4 – 236,7 Бк/кг. Забрудненість продукції розраховували відповідно до зазначених показників, приймаючи частку переходу радіонукліда із раціону в молоко 1%, в м'ясо – 4%.

Отримані результати свідчать, що з погляду максимальної гарантованості безпеки незбираного молока за використання лише кормів власного виробництва (Модель № 3) може супроводжуватися певним перевищенням допустимих рівнів. Залучення «чистих» концентрованих кормів (Модель № 4), а також переробка молока до сирів та вершків забезпечують цілковиту безпечність молочної продукції. Те ж саме стосується супутніх телятини і яловичини, що отримуються при відгодівлі молодняку і вибраковці дійних корів. Розрахунки також свідчать, що залучення в господарство «чистих» концентрованих кормів буде супроводжуватися істотним зниженням забруднення органічних добрив.

3.2.

НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ ЗАСАДИ ФОРМУВАННЯ ЕКОНОМІЧНО ЕФЕКТИВНИХ АГРОЕКОСИСТЕМ

Імітаційне моделювання відіграє все більше значення в розробці оптимальних сценаріїв ведення аграрного виробництва, прогнозуванні й управлінні, а також формуванні агроєкосистем з метою досягнення їх максимальної ефективності та екологічної безпечності. Необхідність у розробленні й удосконаленні таких моделей обумовлено безперервним ускладненням завдань оптимального розвитку аграрних виробничих систем, необхідністю ресурсо- та енергозбереження, розв'язання низки екологічних проблем [71].

Відмінною особливістю багатоваріантного імітаційного моделювання є можливість вивчати, прогнозувати й опрацьовувати оптимальні управлінські рішення ще до реального втілення в практику складних систем, для яких фізичний (натуральний) експеримент є утрудненим або економічно не вигідним, а іноді навіть небезпечним, оскільки може призвести до великих матеріальних або інших втрат, а інколи й до загибелі системи. Крім того, слід зазначити, що для проведення натурного експерименту в більшості випадків необхідно мати великий проміжок часу, що особливо стосується сіль-

ського господарського виробництва, а це істотно подовжує виконання науково-дослідних робіт і, таким чином, не дає змоги коректно розв'язати проблеми у необхідні терміни.

Специфіка теоретичної дослідницької роботи із застосуванням математичного моделювання, зокрема з використанням інформаційно-обчислювальних комплексів, зумовлює організацію таких етапів роботи [129]:

- постановку конкретного завдання з урахуванням цілей досліджень, опису процесів або системи, вибір методології дослідження;
- формалізацію завдання – побудова математичної моделі задачі, процесів, технології, підсистем і систем загалом;
- перевірку та корегування моделі, визначення ступеня її адекватності реальному об'єкту, процесу, технології, системі;
- знаходження оптимального рішення задачі на основі уточненої моделі за допомогою того чи іншого чисельного методу оптимізації, побудова алгоритму вирішення задачі. Після цього складається завдання реалізації зазначеного алгоритму і виконується обчислювальний експеримент в результаті якого отримуються сукупність даних для опису поведінки різних процесів, технологій;
- аналіз отриманих даних, надання їм необхідної змістовної форми та практичне їх використання.

Оцінку ефективності розроблених моделей здійснюють на базі конкретних сільськогосподарських підприємств, наявного ресурсно-енергетичного забезпечення за максимального врахування природних і антропогенних факторів, запланованої продуктивності галузей рослинництва і тваринництва, імітаційних балансових розрахунків кругообігу органічної речовини, азоту, фосфору, калію та потоків енергії, оцінки ґрунтових режимів, еколого-економічної та енергетичної ефективності [114].

В умовах обмеженого ресурсного забезпечення різносекторних аграрних систем і необхідності організації конкурентоздатного виробництва виникає гостра необхідність повнішого використання місцевих ресурсів, ґрунтового й біокліматичного потенціалу при забезпеченні максимальної віддачі від енергетичних та ресурсних витрат промислового походження.

За оптимального ресурсного забезпечення агроєкосистем (техніка, добрива, пестициди, насіння), можна досить точно спрогнозува-

ти рівень продуктивності аграрного виробництва систем. Складніше це зробити під час заміни значної частини хіміко-техногенних ресурсів біологічними, коли основним принципом господарської діяльності є максимальне використання біоресурсів у всіх виробничих ланках. При цьому виникає необхідність опрацювання багатьох варіантів або сценаріїв застосування агротехнологій і ухвалення управлінських рішень.

Практики, як правило, обирають спонтанний сценарій господарської діяльності, який у більшості випадків заснований на використанні вже набутого досвіду.

При цьому недостатньо враховуються всі фактори і, особливо їх взаємодія, які впливають на продуктивність і сталість агроєкосистеми. В нових соціально-економічних умовах вкрай важливо ризики, які пов'язані з ухваленням помилкових управлінських рішень, звести до мінімуму. Тому дедалі актуальнішим стає необхідність опрацювання серії можливих моделей або сценаріїв ведення господарської діяльності з метою вибору оптимального варіанта стосовно конкретних природних, економічних умов і ресурсного забезпечення. У виробництві ця робота виконується фахівцями господарства на основі рекламної інформації, виробничого досвіду, наукових знань та інтуїції. Проте, як свідчить досвід, ці по суті передпроектні дослідження виконуються дуже рідко, що насамперед пов'язано з необхідністю опрацювання значної кількості варіантів діяльності, великим обсягом обчислень, а також недостатністю у виконавців наукової та нормативної інформації [49].

Більшість із цих недоліків можна подолати при наявності інформаційних технологій, які дають змогу опрацювати велику кількість імітаційних моделей ведення господарської діяльності і, таким чином, обирати оптимальну модель з урахуванням конкретного наявного енергоресурсного потенціалу, ґрунтово-кліматичних умов та запланованого рівня продуктивності й економічної ефективності. Враховуючи необхідність створення такого інформаційно-обчислювального комплексу, розроблено методологічні підходи та алгоритми щодо створення проектів ресурсо- і енергоощадних моделей аграрних виробничих систем. Вони ґрунтуються на засадах високоефективного використання ресурсів техногенного походження, часткової їх заміни біологічними факторами, зокрема, наприклад, завдяки оптимізації структури посівних площ і сівозмін, ство-

ренню безвідходних технологічних ланцюгів, системи відтворення родючості ґрунту, інтенсифікації азотфіксації, фосформобілізації та попередження деградаційних процесів.

Аналіз та узагальнення наявних математичних моделей дає змогу класифікувати їх за метою призначення. Наприклад, програмування урожаю сільськогосподарських культур здійснюється для оцінки рівня продуктивності рослин при різних параметрах технології, оперативного управління технологічними процесами способом імітаційного моделювання природних та технологічних процесів у науково-дослідних цілях. Визнано, що для прогнозу продуктивності сільськогосподарських культур найкращим є застосування імітаційних динамічних моделей, які розробляються на основі результатів теоретичних досліджень та відтворюють закономірності процесів у системі «клімат–ґрунт–рослина» з урахуванням антропогенного керування системою. Широко відомі чисельні динамічні моделі накопичення біомаси сільськогосподарських культур, що мають вигляд різницевого рівнянь. За допомогою імітаційних моделей можна здійснювати вибір оптимальних стратегій управлінських дій та прогнозувати їх наслідки [221].

Отже, у підвищенні ефективності сучасного сільськогосподарського виробництва в багатьох випадках велике значення має використання наукомістких і ресурсощадних агротехнологій, зокрема застосування автоматизованих систем управління, інформаційно-обчислювальних комплексів, ядром яких є системи стратегічного планування, підтримки управлінських рішень та моделювання перспективних сценаріїв розвитку аграрного виробництва.

Агроекологічні особливості організації території агроландшафтів у зоні Полісся потребують врахування строкатості ґрунтів за їх властивостями. В агроекологічні групи об'єднуються ґрунти які для біологічно однотипних сільськогосподарських культур можуть створити найсприятливіші умови росту.

3.3. **ЕКОНОМІКО-ЕНЕРГЕТИЧНА ОЦІНКА СИСТЕМ ВІДТВОРЕННЯ АГРОЕКОЛОГІЧНИХ ФУНКЦІЙ ҐРУНТІВ**

Концептуальні положення щодо сталого розвитку агроecosистем мають ґрунтуватися на системному підході при аналізі взаємодії

природних, антропогенних, інформаційних та енергетичних чинників [61]. Найповніше ці підходи реалізуються на засадах оцінки потенційних можливостей агроєкосистем через енергетичні еквіваленти природних, витрачених техногенних енергетичних ресурсів, а також отриманої в результаті біопродуктивності – зв'язаної енергії сонячного випромінювання [134, 143].

Агротехнології виробництва сільськогосподарської продукції мають забезпечувати раціональне використання антропогенних і природних енергетичних ресурсів, зокрема скорочувати питомі витрати хіміко-техногенної енергії на одиницю продукції та знижувати негативну дію на навколишнє природне середовище, зокрема на ґрунтовий покрив [48, 180].

Наукові розробки, що здійснювались у цьому напрямі, стосувались переважно окремих технологічних циклів, а отже не мали системного характеру [48, 210]. При цьому, зазвичай, не опрацьовувались повні енергетичні баланси агроєкосистем, наприклад, з урахуванням змін енергетичного стану ґрунту, як енергетичного чинника, який за своїм значенням посідає друге місце після сонячної енергії.

Одним з найважливіших завдань наших досліджень було встановлення впливу традиційних і альтернативних систем відтворення агроєкологічних функцій ґрунтів на їх енергетичний потенціал та оцінка його ролі і значення в загальному енергетичному балансі поліських агроєкосистем.

За оцінки змін енергопотенціалу ґрунту враховували вплив досліджуваних агротехнологій на його поживний режим, зміни запасів гумусу як основного носія ґрунтової енергії, а також затрати енергії, відкладені на підтримку оптимальних фізико-хімічних показників ґрунтового розчину.

На основі досягнень ґрунтознавства, землеробства, агрохімії та агроєкології зроблено важливий висновок про те, що гумусова оболонка землі – загальнопланетарний акумулятор і розподільник енергії. В гумусі всієї планети, який знаходиться в орному шарі, налічується близько 10^{19-20} Ккал енергії. Вона і забезпечує життя всієї флори й фауни. Ґрунт із низькою енергомісткістю характеризується гіршими фізичними й хімічними властивостями, здатністю під впливом води, вітру, сонця легко й швидко руйнуватися. Встановлено, що між умістом в ґрунтах гумусу й урожаєм, у межах окремих ґрунтово-кліматичних зон, є пряма залежність. Тому визначення

Таблиця 3.14. Надходження в ґрунт сухої органічної речовини рослинних решток, побічної продукції й органічних добрив та їх трансформація в гумус, т/га

Система відтворення	Запаси гумусу через 10 р.	Рослинні рештки					Гній	Солома	Разом	Коефіцієнт гуміфікації
		Картопля	Овес	Люпин	Тригикале	Середнє				
Без відтворення	59,96	1,83	1,76	5,54	3,04	3,08	–	–	3,08	–
Традиційна	76,67	3,32	2,48	7,96	4,19	4,49	2,50	–	6,99	0,24
Альтернативна	81,88	3,19	2,66	7,78	4,06	4,42	–	3,51	7,94	0,28
Традиційна інтенсивна	79,51	3,30	2,75	8,77	4,26	4,77	2,50	–	7,27	0,27

біоенергетичних параметрів ґрунту має найістотніше значення за формування збалансованих за еколого-енергетичними показниками агроecosистем [5].

Зміни енергопотенціалу ґрунту. Дослідження, проведені в агротехнічному стаціонарному досліді Інституту Полісся, показали, що на контролі без добрив запаси гумусу за 10 років ведення досліді залишилися на вихідному рівні – 60 т/га (табл. 3.14).

Це свідчить про те, що органічної речовини кореневих і післязбиральних решток культур зерно-просапної сівозміни достатньо для компенсації мінералізованого гумусу за вирощування культур навіть на природному фоні, тобто без добрив.

Тривале застосування систем відтворення впродовж 10 років супроводжувалося зростанням запасів гумусу за традиційної, альтернативної та традиційної з підвищеною дозою мінеральних добрив відповідно на 16,7, 19,5 і 21,9 т/га або 1,67, 1,96 і 2,19 т/га за рік систем відтворення. Водночас, в середньому по сівозміні з рослинними рештками щорічно залишається по досліджуваних варіантах 4,4–4,8 т/га органічної речовини. З 10 т/га гною додатково надходить ще 2,5 т/га сухої органічної речовини. В сумі накопичення в ґрунті рослинної біомаси залежно від системи відтворення становить 7–8 т/га. Співставлення цієї кількості органічної речовини з фактичними щорічним змінами запасів гумусу дає коефіцієнт гуміфікації добрив і решток, який за варіантами коливається в межах 0,24–0,28, що є адекватним до результатів, отриманих іншими авторами.

За «Методикою біоенергетичного оцінювання систем землеробства» [243] було встановлено залежність між показниками вмісту гу-

мусу в ґрунті і його енергомісткістю. Так, якщо на контролі вміст гумусу в шарі 0–20 см становить 1,32%, то теплота горіння зосередженої в 1 гектарі органічної речовини буде становити 388 ГДж. За зростання кількості гумусу до 1,67% при традиційній системі енергомісткістю 0–20 см шару ґрунту зросте до 575 ГДж/га. Аналогічні розрахунки по варіантах досліді проведено для 20–40 см шару та встановлено кількість акумульованої в 0–40 см шарі ґрунту енергії (табл. 3.15).

При щільності ґрунту 1,6 г/см³ на контролі запаси гумусу в 0–40 см шарі становитимуть 60 т/га. Співставлення цього показника з енергоємністю вказаного шару ґрунту дає змогу встановити енергомісткість 1 т гумусу за досліджуваними системами удобрення. На контролі цей показник дещо нижчий порівняно з удобреними варіантами (табл. 3.16), що може свідчити про зміни якісних показників гумусових речовин, адже питома теплота горіння фульвокислот нижча від такої гумінових кислот. Наведені у таблиці щорічні зміни запасів гумусу та встановлена питома енергомісткість гумусу дають змогу розрахувати обсяги підвищення запасів енергії органічної речовини по варіантах досліді. Так, найбільша кількість енергії накопичилася на фоні з використанням на добриво побічної продукції культур сівозміни – 23,2 ГДж/га, найменша – за традиційної системи удобрення з середніми дозами мінеральних добрив – 17,2 ГДж/га.

Таблиця 3.16. Щорічні зміни енергоємності шару ґрунту 0–40 см за рахунок запасів гумусу

Система відтворення	Енергомісткість ґрунту, ГДж/га	Запаси гумусу, т/га	Питома енергомісткість гумусу, ГДж/т	Зміни	
				запасів гумусу, т	енергії гумусу, ГДж/га
Без відтворення	544	60,0	9,1	–	–
Традиційна	791	76,7	10,3	1,7	17,2
Альтернативна	867	81,9	10,6	2,2	23,2
Традиційна інтенсивна	846	79,5	10,6	2,0	20,8

Таблиця 3.15. Енергоємність дерново-підзолистого ґрунту залежно від умісту в ньому гумусу

Система відтворення	Шар, см	Уміст гумусу, %	Енергоємність ґрунту, ГДж/га
Без відтворення	0–20	1,32	387,5
	20–40	0,70	156,2
	0–40	–	543,7
Традиційна	0–20	1,67	574,9
	20–40	0,91	215,8
	0–40	–	790,7
Альтернативна	0–20	1,70	592,1
	20–40	1,07	275,0
	0–40	–	867,2
Традиційна інтенсивна	0–20	1,76	626,9
	20–40	0,92	219,2
	0–40	–	846,1

Таблиця 3.17. Баланс біогенних елементів в зерно-просапній сівозміні за різних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунту

Система відтворення	Біогенні елементи	Винос					Надходження							Баланс NPK	Інтенсивність балансу, %
		Основна продукція	Побічна продукція	Денітрифікація	Вимивання	Разом	Гній	Солома	Азотфіксація	Насіння	Опади	Мінеральні добрива	Разом		
Без відтворення	N	38	19	–	–	57	–	–	16	8	8	–	32	-25	56
	P	12	5	–	–	17	–	–	–	3	–	–	3	-14	18
	K	27	32	–	–	59	–	–	–	6	–	–	6	-53	10
Традиційна	N	59	29	10	7	105	50	–	21	8	8	50	137	32	130
	P	19	8	–	–	27	22	–	–	3	–	56	81	54	300
	K	48	51	–	4	103	55	–	–	6	–	66	127	24	123
Альтернативна	N	66	33	10	7	106	–	33	21	8	8	50	120	14	113
	P	21	9	–	–	30	–	9	–	3	–	56	68	38	226
	K	49	56	–	4	109	–	56	–	6	–	66	128	19	117
Традиційна інтенсивна	N	62	31	16	7	116	50	–	23	8	8	80	169	53	146
	P	20	9	–	–	29	22	–	–	3	–	82	107	78	369
	K	49	54	–	6	109	55	–	–	6	–	102	163	54	150

Для встановлення змін енергетичного стану ґрунту внаслідок накопичення або втрат біогенних елементів проводили балансові дослідження (табл. 3.17). Так, на контролі (без добрив) за середньої врожайності тритикале, вівса, люпину і картоплі виносення азоту, фосфору і калію з основною і побічною продукцією становить 57, 17 і 59 кг/га відповідно. За рахунок азотфіксації, посівного матеріалу і опадів надходить 32 кг азоту, 3 кг фосфору і 6 кг калію. Внаслідок цього з ґрунту безповоротно відчувається 25, 14 і 33 кг/га цих елементів.

За традиційної системи врожайність культур сівозміни зростає, відповідно збільшується виносення елементів живлення. З урахуванням втрат, пов'язаних з денітрифікацією і вимиванням, з ґрунту щороку відчувається 105 кг/га азоту, 27 фосфору і 103 кг/га калію. Такого самого рівня виносення цих елементів простежується за альтернативної (ПП+Сд+NPK) та традиційної з підвищеною дозою мінеральних туків (Гн+1,5NPK) систем удобрення.

У середньому по сівозміні в ґрунт із гноєм надходить 50 кг/га азоту, 22 фосфору і 55 кг/га калію, з побічною продукцією – 33, 9 і 56 кг/га відповідно, що разом з азотфіксацією, опадами, насінням і мінеральними добривами забезпечує позитивний баланс цих елементів за всіх досліджуваних систем удобрення. При цьому важли-

Таблиця 3.18. Зміна енергопотенціалу дерново-підзолистого ґрунту за різних систем відтворення його агроєкологічних функцій, ГДж/га

Система відтворення	Зміни запасів енергії в гумусі до контролю	Затрати (-) або економія (+) енергії біогенних елементів				Зміни енергопотенціалу ґрунту
		N	P	K	Ca	
Без відтворення	–	-2,2	-0,2	-0,4	-0,3	-3,1
Традиційна	17,2	2,8	0,7	0,2	-0,4	20,5
Альтернативна	23,2	1,2	0,5	0,2	-0,4	24,7
Традиційна інтенсивна	20,8	3,1	1,0	0,4	-0,4	25,0

во, що за такого балансу формується близька до оптимальної його інтенсивність, тобто обсяги повернення елементів живлення відповідають рівню забезпеченості ними ґрунту.

Енергетичний еквівалент (затрати енергії на виробництво) 1 кг діючої речовини (д.р.) азоту мінеральних добрив становить 86,8 МДж, фосфору – 12,6 і калію – 8,3 МДж. Отже, відкладені затрати енергії на відновлення запасів азоту в ґрунті на контролі на рік становлять 2170 МДж/га, фосфору – 176 і калію – 440 МДж/га, загалом майже 2,8 ГДж/га. За позитивного балансу елементів живлення на фонах із застосуванням органічних і мінеральних добрив відбувається їх накопичення, а отже внаслідок цього зростає і енергопотенціал ґрунту (табл. 3.18).

Дерново-підзолисті ґрунти вирізняються високим рівнем кислотності, і в даному випадку гідролітична кислотність коливається від 1,5 мг-екв./100 г на варіанті без добрив до 2,3 мг-екв./100 г ґрунту за систематичного застосуванні підвищених доз мінеральних добрив на фоні гною. Тобто на всіх варіантах досліді потрібно провести вапнування. Це потребує відповідних затрат енергії. Якщо дозу вапна розраховувати за гідролітичною кислотністю, а енергетичний еквівалент 1 кг д.р. вапнякових матеріалів – 3,8 МДж/кг, то відкладені затрати енергії на оптимізацію фізико-хімічних властивостей ґрунту по варіантах коливатимуться від 0,9 до 1,2 ГДж/га. За періодичності проведення підтримувального вапнування 3 роки, щорічні затрати будуть утричі меншими.

Отже, на контролі за збереження дефіцитного балансу гумусу щороку зменшення енергопотенціалу дерново-підзолистого ґрунту становить 3,1 ГДж/га.

Традиційні та альтернативна системи відтворення агроєкологічних функцій ґрунту забезпечують розширене відтворення його

Таблиця 3.19. Затрати антропогенних енергоресурсів за різних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунту, ГДж/га

Система відтворення	Енергоресурси				Разом
	технічні засоби	енерго-носії	посівний /матеріал	добрива і пестициди	
Без відтворення	3,3	4,3	7,3	1,9	16,9
Традиційна	3,8	6,5	7,3	11,8	29,4
Альтернативна	3,1	4,2	7,3	7,5	22,2
Традиційна інтенсивна	3,9	6,6	7,3	14,9	32,7

ґумусного стану, позитивні баланси азоту, фосфору і калію, що супроводжується щорічним підвищенням ґрунтового енергопотенціалу на 20–25 ГДж/га. При цьому затрати енергії хіміко-техногенних ресурсів на контролі становлять 17 ГДж/га, Гн+НРК – 29 ГДж/га, ПП+Сд+НРК – 22 ГДж/га та Гн+1,5 НРК – 33 ГДж/га (табл. 3.19).

Тобто значна частина антропогенної енергії трансформується в ґрунтову, що своєю чергою супроводжується зростанням врожайності культур і продуктивності сівозміни.

Отже, в енергетичному балансі агроecosистем обов'язково потрібно враховувати зміни енергопотенціалу ґрунту. Обсяги накопичення ґрунтової енергії визначаються, переважно, запасами органічної речовини. Зниження енергомісткості дерново-підзолистого ґрунту на контролі щороку становить приблизно 3 ГДж/га. Це зниження зумовлюється безповоротним відчуженням біогенних елементів з урожаєм з ґрунту. Тобто агрохімічна деградація або його виснаження супроводжується зростанням відкладених енергетичних антропогенних затрат на відновлення родючості ґрунтового покриву. Навпаки, за позитивного балансу органічного вуглецю і біогенних елементів щорічне накопичення ґрунтової енергії за традиційної системи становить 20–25 ГДж/га з отриманням додатково до природного рівня на кожну її одиницю 3-х одиниць енергії врожаю.

Затрати антропогенної енергії. Біоенергетичний підхід з оцінки агроecosистем дає змогу об'єктивніше оцінити їх ефективність, розглядаючи усі антропогенні ресурси як результат попередньо витраченої енергії минулих епох, у тому числі викопного палива, і нещодавно зв'язаної в органічній речовині енергії сонячного випромінювання, зокрема енергії урожаю. Перевагою цього підходу є також можливість кількісної оцінки впливу агротехнологій на довкілля, зокрема ґрунт [125].

Застосовані у сільському господарстві антропогенні ресурси можна розділити на такі категорії: технічні засоби, енергоносії, насіннєвий матеріал, пестициди і добрива (*табл. 3.19*). На контролі без добрив на посівний матеріал, переважно завдяки картоплі (5 т/га бульб), припадає 43% енергозатрат, на технічні засоби – майже 20%, на енергоносії – 25% і на пестициди – 11% при загальній енергоємності агротехнології 16,9 ГДж/га. Внесення мінеральних добрив за збереження відходів рослинництва на полі (ПП+Сд+НРК) збільшує сукупні енерговитрати до 22,2 ГДж/га, або майже на чверть. Водночас внаслідок економії на транспортуванні соломи дещо скорочуються витрати на пальне і техніку.

Гній стандартної якості має енергетичний еквівалент 0,42 МДж/кг, тому його внесення у дозі 10 т/га підвищує сукупні затрати антропогенної енергії з 22,2 до 29,4 ГДж/га, або в 1,3 раза, зокрема за рахунок його транспортування і внесення. Збільшення дози мінеральних добрив у 1,5 раза супроводжується зростанням енергоємності агротехнології з 29,4 до 32,7, або на 10%, що майже удвічі більше порівняно з базовим контрольним варіантом.

Отже, за видами використаних антропогенних енергетичних ресурсів на найенергомісткішому варіанті є такий зростаючий ряд: засоби механізації – 3,9 ГДж/га (11,9%), енергоносії – 6,6 ГДж/га (20,2%), насіннєвий матеріал – 7,3 ГДж/га (22,3%), органічні й мінеральні добрива та пестициди – 14,9 ГДж/га (45,6%). Тобто за систем удобрення, що забезпечують найвищу врожайність культур і продуктивність сівозмін, агрохімікати можуть займати до половини загальних енергетичних витрат хіміко-техногенних ресурсів. Досліджувані варіанти систем за витратами антропогенної енергії можна розмістити в такий зростаючий ряд: контроль (без добрив) – 16 ГДж/га, альтернативна – 22 ГДж/га, традиційна – 29 ГДж/га і традиційна з підвищеною дозою мінеральних добрив – 33 ГДж/га.

Вихід енергії врожаю. Від обсягів затрат антропогенної, зокрема у вигляді органічних і мінеральних добрив, залежить енергопотенціал ґрунту, що, своєю чергою, позначається на врожайності культур і кількості зв'язаної в отриманій біомасі енергії [249].

Природний фон родючості без застосування органічних і мінеральних добрив забезпечує невисокий рівень врожайності культур та продуктивності сівозміни. Як вже було зазначено, середні дози мінеральних добрив як на фоні побічної продукції, так і за систе-

Таблиця 3.20. Вихід енергії з врожаєм основної і побічної продукції в зерно-просапній сівозміні, ГДж/га

Система відтворення	Картопля		Овес		Люпин		Тритикале		Середнє по сівозміні
	ОП	ПП	ОП	ПП	ОП	ПП	ОП	ПП	
Без відтворення	48,9	39,5	25,8	39,8	23,7	23,5	38,1	59,5	74,7
Традиційна	96,1	77,6	39,4	60,9	34,9	34,5	71,6	111,9	131,7
Альтернативна	92,3	–	42,1	–	34,1	–	76,3	–	61,2
Традиційна інтенсивна	95,4	77,0	43,6	67,5	38,4	38,1	80,1	125,2	141,3

Примітка: ОП – основна продукція; ПП – побічна продукція.

матичного застосування гною, дають змогу підвищити вихід продукції від 2,5 до 5 т к. од./га, або в середньому вдвічі. За традиційної органо-мінеральної системи удобрення з підвищеною дозою мінеральних добрив продуктивність сівозміни також подвоюється.

Середній енерговміст зерна вирощуваних культур становить 19 МДж/кг, бульб картоплі – 3,5 МДж/кг, сухої побічної продукції – приблизно 18 МДж/кг. Отже, на гектар сівозмінної площі на контролі без добрив вихід енергії становить 75 ГДж/га, за традиційних органо-мінеральних систем удобрення з середньою дозою мінеральних добрив – 132 ГДж/га, з підвищеною – 141 ГДж/га. На фоні побічної продукції на добриво з мінеральними добривами з біомасою отримується 134 ГДж/га, але в балансі враховується енергія лише основної продукції – 60 ГДж/га (табл. 3.20).

Отримані результати дають підставу припустити наявність взаємозв'язку між рівнем затрат антропогенної енергії, енергомісткістю ґрунту та виходом енергії врожаю. Справді, взаємозв'язок між енергомісткістю ґрунту та енергією рослинної біомаси за варіантами досліду можна описати такою лінійною залежністю:

$$y = 0,2031x - 34,212, R^2 = 0,96,$$

де y – енергія врожаю, ГДж/га; x – питома теплота горіння ґрунту, ГДж/га; R^2 – величина достовірності апроксимації.

Економіко-енергетична ефективність агроєкосистем. Енергетична ефективність характеризується коефіцієнтом енергетичної ефективності (K_{ee}), що відображає вихід енергії урожаю з урахуванням або без урахування змін енергопотенціалу ґрунту на одиницю затрат антропогенної енергії хіміко-техногенних ресурсів (табл. 3.21).

Таблиця 3.21. Енергетична ефективність традиційної й альтернативної систем відтворення агроєкологічних функцій ґрунту

Система відтворення	Енергія антропогенна (Еа), ГДж/га	Енергія врожаю (Ев), ГДж/га	Зміни енергопотенціалу ґрунту (Ег), ±Δ ГДж/га	Коефіцієнт енергетичної ефективності	
				без урахування Δ Ег	з урахуванням Δ Ег
Без відтворення	16,9	74,7	-3,1	4,4	4,2
Традиційна	29,4	131,7	20,5	4,5	5,2
Альтернативна	22,2	61,2	24,7	2,8	3,8
Традиційна інтенсивна	32,7	141,3	25,0	4,3	5,1

Якщо не враховувати зміни запасів ґрунтової енергії в енергетичному балансі, то і на контролі і при традиційній системі на одиницю затрат енергії її вихід з урожаєм буде одного рівня – 4,3–4,5 одиниці. Лише за альтернативної системи коефіцієнт енергетичної ефективності значно нижчий через, що значна кількість біологічної енергії господарськи не використовується і витрачається на підтримку енергопотенціалу ґрунту, який на 20% вищий, ніж за традиційної системи відтворення.

Отже, за традиційної системи на кожну одиницю збільшення енергопотенціалу ґрунту до природного рівня отримується близько 3 одиниць додаткової енергії продукції. З цієї точки зору технологія з використанням побічної продукції рослинництва як органічного добрива є енергетично не вигідною, оскільки на забезпечення високого енергопотенціалу ґрунту витрачається половина енергії врожаю у вигляді побічної продукції, яку доцільно було б використати або для прямого виробництва енергії, або для отримання енергетично концентрованіших і фізіологічно цінніших продуктів тваринництва. В усіх випадках галузева структура аграрного виробництва з тваринництвом пов'язана з накопичення значної кількості органічних відходів внаслідок використання майже половини отриманої сухої біомаси як кормів. Ідея полягає в тому, що відходи рослинництва доцільніше використати як корми, а наступні відходи тваринництва – для підвищення енергопотенціалу ґрунту, що і передбачається традиційними системами.

Інакше кажучи, за своєю суттю показник К_еє відображає суму виходу енергії урожаю і її акумуляції в ґрунті на одиницю витрат антропогенної енергії в процесі проведення технологічного циклу вирощування культур. За наявною градацією енергетичної ефек-

Таблиця 3.22. Економічна ефективність систем відтворення агроекологічних функцій ґрунтів

Показник	Система відтворення			
	без відтворення	традиційна	альтернативна	традиційна інтенсивна
Витрати, грн/га	9090	14380	13690	14560
Дохід, грн/га	9880	18600	17830	18930
Прибуток, грн/га	780	4220	4150	4380
Рентабельність, %	9	29	30	30

тивності до середньоенергоєфективних належать агроєкосистеми з рівнем накопичення біологічної енергії 4–6 одиниць на одиницю затрат антропогенної енергії.

Для розрахунків економічної ефективності було використано середні за 2011–2013 рр. статистичні показники собівартості й ціни реалізації бульб картоплі та зерна інших культур зерно-просапної сівозміни. При цьому враховувалися додаткові до контрольного варіанта затрати на придбання, транспортування і внесення мінеральних та органічних добрив, а також на технологічні операції, пов’язані зі збиранням додатково отриманої від їх застосування продукції.

Встановлено, що середні за культурами виробничі витрати на їх вирощування є доволі високими і коливаються від 9000 грн/га на контролі до 14000–15000 грн/га при традиційній і альтернативній системах (табл. 3.22). Це пов’язано з високою собівартістю бульб картоплі, яка по Житомирській обл. у середньому за 3 роки становила 1575,2 грн/т. За середньої врожайності цієї культури 16,3 т/га це відповідає виробничим затратам 25,7 млн грн/га.

Проте середня ціна реалізації по регіону зерна вівса, тритикале і люпину приймалася відповідно 1830, 1550 і 2700 грн/т, бульб картоплі – 2110 грн/т, побічної продукції – 113 грн/т. Таке становище забезпечує на фоні природної родючості ґрунту валовий і чистий дохід на рівні 10000 і 800 грн/га відповідно, на варіантах із традиційною системою – на рівні 19000 і 4000 грн/га й альтернативної – 18000 і 4000 грн/га. Тож на контролі рівень рентабельності отриманий у 3 рази нижчий порівняно як із традиційною, так і з альтернативною системами. У результаті рентабельність традиційних і альтернативних систем становить 30%, а на контролі лише 9%. Підвищення доз мінеральних добрив супроводжується як зростанням затрат, так і

Таблиця 3.23. Економіко-енергетична ефективність традиційної і альтернативної систем відтворення агроекологічних функцій ґрунту

Система відтворення	Запаси гумусу, т/га	Ег	ΔЕг до контролю за 10 років за 1 рік		ΔЕв до контролю	БАЕ	Вв, грн/га	КЕЕО, грн/ГДж
			ГДж/га					
Без відтворення	60,0	544	–	–	–	–	–	–
Традиційна	76,7	791	247	25	57	82	14390	175
Альтернативна	81,9	867	323	32	60	88	13690	156
Традиційна інтенсивна	79,5	846	30	30	67	94	14560	155

Примітка: в дужках в БАЕ не враховано енергію побічної продукції.

валового доходу. При цьому рентабельність системи залишається незмінною.

Для комплексної екологічної та економіко-енергетичної оцінки технологій вирощування культур за різних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунту було використано інтегральний показник біологічної акумуляції енергії (БАЕ), що визначається за формулою:

$$БАЕ = \Delta E_{г} + \Delta E_{в},$$

де $\Delta E_{г}$ – зміни енергомості ґрунту під дією добрив відносно контролю, ГДж/га; $\Delta E_{в}$ – енергія рослинної біомаси, отримана додатково до контролю під дією добрив, ГДж/га.

Тобто показник БАЕ – це сума додатково до контролю накопиченої енергії урожаю та енергії ґрунту (табл. 3.23). Надалі перехід від енергетичних показників до комплексної економіко-енергетичної оцінки (КЕЕО) виконували після визначення технологічних виробничих витрат на вирощування культур (Вв) та їх співвідношення з визначеним показником БАЕ:

$$КЕЕО = \Delta V_{в} / БАЕ,$$

де $V_{в}$ – додаткові до контролю виробничі витрати на вирощування культур сівозміни, грн/га; КЕЕО – показник комплексної економіко-енергетичної оцінки систем, грн/ГДж/га.

Показник комплексної економіко-енергетичної оцінки ефективності агротехнологій характеризує витрати в грошових одиницях (грн) на підвищення біологічної акумуляції енергії на один ГДж/га. Чим менші фінансові витрати на одиницю додатково накопиченої біологічної енергії, тим ефективнішою є система, агротехнологія

або агроекосистема загалом. З побічною продукцією в ґрунт надходило на 30% більше органічного вуглецю, ніж з 10 т/га гною. Унаслідок вищих обсягів накопичення ґрунтової енергії і нижчих витрат на приріст біологічної енергії Кеє дещо нижча, ніж за традиційної. Унаслідок цього накопичується додаткова ґрунтова енергія, що і забезпечує доволі низьку вартість одиниці приросту біологічної енергії. Однак за високої енергетичної цінності побічної продукції, що не поступається основній. Ціна реалізації на відходи рослинництва досить низька через відсутність технологічних можливостей для раціонального її використання. Тому, якщо вторинну продукцію рослинництва розглядати як невикористаний цінний енергетичний і кормовий ресурс, то вартість одиниці додатково накопиченої енергії різко зростає до 184 грн/ГДж/га. Тобто питання розглядання побічної продукції врожаю як відходу рослинництва залишається відкритим. Для вирішення цього питання і встановлення оптимального варіанта використання досягнутої в зерно-просапній сівозміні біопродуктивності досліджуваних в досліді традиційні і альтернативні системи відтворення надалі розглядатимуться як моделі агроекосистем відповідно до різногалузевої і рослинницької спеціалізації.

3.4.

ІМІТАЦІЙНІ МОДЕЛІ АГРОЕКОСИСТЕМ РІЗНОЇ СПЕЦІАЛІЗАЦІЇ ТА ЇХ ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ

Як було показано в попередніх розділах, сучасні найпоширеніші системи аграрного виробництва в Україні, основною орієнтацією якого є виробництво товарної продукції рослинництва для досягнення прийнятної продуктивності ріллі, потребують затрат значних обсягів хіміко-техногенних ресурсів: мінеральних добрив, пестицидів та ПММ, зумовлює посилення деградаційних процесів в агроекосистемах і збільшення потреби в промислових ресурсах та енергії. В умовах їх високої вартості поновлювані енергетичні джерела використовуються вкрай обмежено. Водночас постійно знижується рівень продовольчої безпеки, зокрема внаслідок падіння фізичної і економічної доступності харчових продуктів, порушення раціональних норм їх споживання – тих рекомендованих обсягів, які відповідають сучасним вимогам здорового харчування, необхідного для забезпечення активного і здорового життя [214].

Станом на 1990 р. щільність поголів'я сільськогосподарських тварин становила 0,81 ум. гол./га, зокрема великої рогатої худоби – 0,57 ум. гол./га. На 2013 р. ці показники становлять 0,29 і 0,11 ум. гол./га відповідно. Як наслідок площа кормових культур у структурі посівних площ знизилася від 12,0 до 2,3 млн га, або від 37 до 8%, а площа зернових і олійних зросла від 16,7 до 23,8 млн га, або від 52 до 84%.

Внаслідок такої трансформації змінилися і обсяги виробництва продукції тваринництва. Так, Україна за виробництвом основних видів тваринницької продукції в 1990–1991 рр. посідала одне з провідних місць в Європі. На душу населення отримували 430 кг молока за медичної норми 380 кг, м'яса – 77,5 кг за норми 85 кг. Про споживання продуктів тваринництва на душу населення в Україні свідчать такі дані: споживання молока і молочних продуктів у 2008 р. порівняно з 1990 р. зменшилося від 373 до 214 кг., м'яса і м'ясопродуктів – від 68,2 до 50,6 кг відповідно, яєць – від 272 до 260 шт.

Отже, одним із завдань досліджень було, з одного боку, теоретичне обґрунтування системи аграрного виробництва з близьким до оптимального розподілом наявного потенціалу біопродуктивності центрального Полісся між різними видами продукції та добривами. З другого – встановлення ролі вдосконалення галузевої структури аграрного виробництва, зокрема розвитку тваринництва й переробки його продукції, у формуванні природоохоронної структури землекористування, відновленні основних природних ресурсів, оптимізації кругообігу речовини і потоків енергії та підвищенні економічної ефективності різногалузових агроєкосистем [159–179].

Нині в Україні ведеться 96 атестованих стаціонарних дослідів тривалістю до 50 і більше років [66]. Їх наявність в окремих природних зонах дає змогу не лише оцінити економічну ефективність окремих агрозаходів чи технологій, а й здійснити комплексний аналіз елементарних агроєкосистем, що моделюються за варіантами дослідів з метою пошуку найраціональнішого використання ресурсів в їх оптимальному поєднанні.

Кожна з систем удобрення дає можливість моделювати різні сценарії здійснення господарської діяльності в напрямі оптимізації галузевої структури з максимальною реалізацією агроресурсного потенціалу регіону, зокрема в системі органічного виробництва.

Згідно зі статистичними даними, найпоширенішою в сучасних умовах є рослинницька спеціалізація з мінімальним внесенням добрив та порушенням сівозмінного фактора. Саме тому головним завданням обраного напрямку досліджень була порівняльна оцінка моделей галузевої структури аграрного виробництва за кожним з напрямів його спеціалізації з економічного та екологічного поглядів.

Розглянемо наступні умовні моделі агроєкосистем різної спеціалізації.

Модель № 1 «Рослинницька», яка відповідає найпоширенішій сучасній практиці, а в агротехнічному досліді – контролю. Продуктивність зерно-просапної сівозміни в досліді на контролі (без добрив) – 3,04 т/га кормових одиниць (к. од.). Поза межами агроєкосистем реалізується вся основна і побічна продукція рослинництва.

Модель № 2 «Тваринницька», яка відповідає варіанту агротехнічного досліді «Гній+NPK». Існує галузь молочного скотарства. Продуктивність сівозміни – 4,91 к. од./га на варіанті досліді «Гн+NPK» з використанням всієї біомаси на корм тваринам та реалізацією живої маси і незбираного молока.

Модель № 4 «Модель № 3+переробка» – аналогічна попередній із створенням блоку переробки сировини до сирів, вершків і м'ясопродуктів.

Модель № 5 «Модель № 4+1,5 NPK» – з продуктивністю сівозміни 5,31 т/га к. од., розглядається для встановлення доцільності підвищення доз мінеральних добрив з погляду збільшення виходу готової продукції тваринництва.

Площа модельних агроєкосистем умовно приймалася 1 тис. га. За Моделями № 1 і № 2 передбачається виробництво товарної продукції рослинництва – зерна вівса, тритикале і люпину та бульб картоплі (*табл. 3.24*).

За Моделями № 3–5 у сівозміні картопля замінюється кукурудзою на силос із врожайністю на фонах традиційних органо-мінеральних систем удобрення: Гній+NPK – 31,3 т/га та Гній+1,5NPK – 32,6 т/га. При цьому виробництво кормів на 1 тис. га становитиме 4,36 і 4,74 тис. т к. од. [178] зі співвідношенням концентрованих до інших кормів 1,0:1,0 та 1,1:1,0 відповідно. Така кормова база дає змогу підтримувати щільність тварин 1,1 та 1,2 ум. гол./га за чисельності дійних корів 658 і 697 голів продуктивністю 5,45 і 5,82 тис. кг молока на рік.

Таблиця 3.24. Характеристика моделей агроєкосистем різної галузевої структури

Показник		Одиниці виміру	Модель				
			№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5
Виробничі показники							
Площа ріллі		га	1000				
Площа	зернових		750				
	картоплі або кукурудзи		250				
Врожайність	зернових	т/га	1,55	2,69	2,58	2,58	2,86
	картоплі		14,1	26,6	–	–	–
	кукурудзи МВС		–	–	31,3	31,3	32,6
Виробництво кормів		тис. т к. од.	–	–	4,36	4,36	4,74
Щільність поголів'я ВРХ		ум. гол./га	–	–	1,1	1,1	1,2
Поголів'я корів		голів	–	–	658	658	697
Частка концентрованих від інших кормів							
Продуктивність по молоку		тис. кг	–	–	5,45	5,45	5,82
Жирність молока		%	–	–	3,5	3,5	3,5
Затрати молока на 1 т вершків		т	–	–	–	16,7	16,7
Жирність молока на сир		%	–	–	–	2,3	2,3
Затрати молока на 1 т сиру		т	–	–	–	13,8	13,8
Забійна маса корів		кг	–	–	525	525	525
Забійна маса бугайців			–	–	370	370	370
Вихід м'яса		%	–	–	–	40	40
Рециркуляція	азоту	%	0	27,5	76,1	86,2	85,7
	фосфору		0	24,4	88,8	95,4	95,2
	калію		0	45,5	95,0	99,1	99,1
Баланс гумусу		т/га	0	1,67	2,19	2,19	1,96
Продукція на реалізацію							
Картопля		т	3530	6650	–	–	–
Зерно			1160	2010	–	–	–
Солома			2200	–	–	–	–
Жива маса			–	–	219	–	–
Молоко		тис. т	–	–	3,4	–	–
М'ясо		т	–	–	–	88	93
Сири			–	–	–	204	233
Вершки			–	–	–	223	253
Добрива (економія)	аміачна селітра	т д.р.	–	28	180	220	239
	суперфосфат		–	8	141	155	168
	калій хлористий		–	47	129	137	149

У разі переробки сировини до м'ясопродуктів, вершків і сирів за Моделями № 4 і № 5 приймалося, що жирність молока становить 3,5%, затрати молока на 1 т вершків – 16,7 т, жирність нормалізова-

ної суміші – 2,3%, її витрати на 1 т сиру – 13,8 т, забійна маса вибраних корів – 525 кг, телят – 370 кг, вихід м'яса – 40% [66].

За використання на добриво соломи рециркуляція азоту, фосфору і калію становить 28, 24 і 46% відповідно, за внесення гною без переробки продукції тваринництва – 76, 89 і 95%, з переробкою – 86, 95 і 99%. За таких сівозмін і систем удобрення на всіх досліджуваних варіантах забезпечується позитивний баланс гумусу.

За умовами Моделі № 1 в розрахунок на 1 тис. га ріллі валове виробництво бульб картоплі буде на рівні 3,5 тис. т, зерна – 1,1 тис. т, побічної продукції – 2,2 тис. т. Використання останньої з мінеральними туками на добриво дасть змогу підвищити валове виробництво картоплі до 6,7 тис. т, зерна – до 2,0 тис. т, тобто майже вдвічі.

Розвиток галузі молочного скотарства і використання на корм тваринам всієї продукції рослинництва дасть змогу щороку реалізовувати 220 т м'яса у живій масі і 3,4 тис. т незбираного молока. За організації переробки цієї сировини відповідно до сценаріїв Моделей № 4 і № 5 на виході буде отримано м'яса без кісток 88 і 93 т відповідно, твердих сирів – 204 і 233 т, вершків – 223 і 253 т відповідно.

За суто рослинницької спеціалізації (Моделі № 1 і № 2) передбачалося придбання комплексу сільськогосподарської техніки і будівництво елеватора для зберігання зерна (картопля зберігається в кагатах). При цьому капітальні затрати відповідно становитимуть 3490 і 3650 грн/га (табл. 3.25). За створення галузі молочного скотарства з додатковими затратами на тваринницькі приміщення, їх обладнання, придбання маточного поголів'я та сховищ для кормів і органічних добрив потрібно вкласти у 10 разів більше коштів (Модель № 3).

Організація переробки молока і м'яса становитиме 3,50 млн грн (Модель № 4). Збільшення врожайності культур та продуктивності сівозміни за зростання доз мінеральних добрив (Модель № 5) супроводжується розширенням інфраструктури і відповідно зростанням її вартості. Зіставлення поточних виробничих витрат і валового доходу від реалізації продукції (ціни середньостатистичні за 2011–2013 рр.) дає змогу встановити рівень прибутковості виробничої системи, який за рослинницької спеціалізації по Моделях № 1 і № 2 становить 800 і 5000 грн/га відповідно та зростає до 6800, 18100 і 21300 грн/га за Моделями № 3–5 з тваринницькою спеціалізацією.

Таблиця 3.25. Економічні показники перспективних варіантів функціонування елементарних агроєкосистем в центральному Поліссі, млн грн./1000 га

Показник	Модель				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5
Капітальні затрати					
Технічне забезпечення рослинництва	3,17	3,17	3,17	3,17	3,17
Елеватор	0,32	0,48	0,48	0,48	0,54
Тваринницькі приміщення	–	–	15,96	15,96	19,10
Обладнання для МТФ	–	–	0,75	0,75	0,78
Маточне поголів'я	–	–	12,54	12,54	12,82
Переробка молока	–	–	–	2,81	3,22
Переробка м'яса	–	–	–	0,56	0,57
Склади для зберігання продукції	–	–	–	0,21	0,23
Сховища для грубих і соковитих кормів	–	–	4,87	4,87	5,00
Сховища для органічних добрив	–	–	0,63	0,63	0,67
Разом	3,49	3,65	38,39	41,96	43,31
Виробничі затрати					
Товарна продукція або корми	9,09	13,76	4,25	4,25	4,51
Утримання тварин	–	–	6,37	6,37	6,76
Переробка молока	–	–	–	2,12	2,25
Переробка м'яса	–	–	–	0,83	0,88
Разом	9,09	13,76	10,62	13,57	14,41
Валовий дохід					
Продукція рослинництва	9,88	17,83	–	–	–
Жива маса	–	–	3,62	–	–
Молоко	–	–	11,94	–	–
Економія мінеральних добрив	–	0,92	1,93	2,18	2,36
М'ясо-молочні продукти	–	–	–	29,48	33,33
Разом	9,88	18,75	17,48	31,66	35,69
Чистий прибуток	0,78	4,99	6,76	18,09	21,28
Строк окупності інфраструктури, років	4,5	0,7	5,6	2,3	2,1

Своєю чергою, співвідношення затрат на інфраструктуру і чистого прибутку дає змогу оцінити строки окупності капітальних вкладень. Цей показник є найвищим за формування галузі молочно-го скотарства без переробки молока і м'яса (Модель № 3) – 6 років, та найнижчим за виробництва товарної продукції рослинництва на фоні зберігання на полі малоцінної частини урожаю із унесенням мінеральних добрив (Модель № 2) – 1 рік.

Отже, у центральному Поліссі виробнича практика без застосування добрив є неперспективною, органо-мінеральна система удо-

брення забезпечує зростання чистого прибутку у 6 разів. Формування галузі молочного скотарства пов'язане зі значними капітальними затратами і без організації переробки до кінцевих продуктів споживання за термінами їх окупності є проблематичним.

Створення блоку переробки продукції тваринництва дає змогу підвищити прибутковість в 1,8–2,0 рази і скоротити строки окупності від 6 до 3 років. За такої галузевої структури досягається рівень чистого прибутку 0,18–0,21 млн грн/га, що переважає суто рослинницьку спеціалізацію (Модель № 2) у 3,6–4,3 раза (Моделі № 4 і 5).

За порівняння Моделей № 4 і 5 затрати на збільшення кількості мінеральних добрив на 300 т на 1 тис. га підвищуються на 1,20 млн грн. Але водночас зростають обсяги виробництва продукції тваринництва на 3,75 млн грн, а в перерахунку на 1 грн додаткових вкладень припадає 3 грн прибутку.

З погляду екології формування галузі молочного скотарства, що відповідає регіональному потенціалу виробництва кормів, дає змогу без переробки продукції тваринництва довести рівень рециркуляції азоту, фосфору і калію до 75, 89 і 95% відповідно, а з переробкою – до 86, 95 і 99%. Досягнення такого співвідношення повернення біогенних елементів з органічними добривами та їх винесенням урожаєм культур сівозміни з ґрунту дає змогу мінімізувати застосування промислових мінеральних добрив і перейти на засади органічного землеробства і виробництва з додатковими економічними перевагами.

Отже, економічний аналіз варіантів досліду як модельних агроecosystem різної спеціалізації показав перевагу традиційних систем відтворення агроecological стану ґрунтів з використанням на добування відходів тваринництва і мінеральних туків над альтернативною із заорюванням побічної продукції. Вдосконалення галузевої структури поліських агроecosystem у напрямі розвитку молочного скотарства і створення інфраструктури з переробки продуктів тваринництва є економічно й екологічно виправданим.

3.5. ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ МОДЕЛЕЙ РОЗВИТКУ ДГ «ГРОЗИНСЬКЕ»

За оцінки економічної ефективності моделей використовували загальноприйняті підходи, викладені вище. Для встановлення валового доходу підприємства за сучасної практики виробничої діяльності (Модель № 1) використовували ціну реалізації отриманої продукції за статистичними даними Держкомстату у середньому за 2012–2014 рр. по Житомирській обл. Для оцінки очікуваного доходу за іншими сценаріями розвитку господарства використовували інші джерела інформації, зокрема дані мережі Інтернет, за оптовими цінами на продукти переробки тваринництва. Вартість заощаджених мінеральних добрив встановлювали, виходячи з ціни на аміачну селітру 4100 грн/т, суперфосфат – 3100 грн/т, калій хлористий – 4900 грн/т.

За сучасної практики найбільший внесок у валовий дохід дає продукція тваринництва – 60%, зерно жита і вівса – 40% з отриманням майже 4000 грн/га. Розвиток молочного скотарства з повним використанням власного потенціалу виробництва кормів (Модель № 2) дасть змогу підвищити цей показник майже до 23000 грн/га, залучення в агроєкосистему концентрованих кормів зовнішнього походження (Модель № 3) – до 51000 грн/га, розвиток свинарства (Модель № 4) – до 18000 грн/га (табл. 3.26).

Таблиця 3.26. Виробництво (т) і реалізація (грн) продукції за моделями

Продукція	Модель							
	№ 1 «Сучасна»		№ 2 «ВРХ–4»		№ 3 «ВРХ–10»		№ 4 «Свинарство»	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Жито	450	70	–	–	–	–	–	–
Овес	300	55	–	–	–	–	–	–
Жива маса	27	34	–	–	–	–	–	–
Молоко	404	152	–	–	–	–	–	–
Сири	–	–	524	4037	1416	10901	–	–
Вершки	–	–	599	2544	1472	6247	–	–
М'ясо	–	–	240	1197	240	1194	989	4932
Добрива	–	–	1500	646	1762	746	1224	518
Разом	–	310	–	8424	–	19091	–	5450
Разом, у.о./га	–	387	–	2270	–	5144	–	1775

Примітка: 1 – т, 2 – грн.

Таблиця 3.27. Виробничі витрати за моделями розвитку, млн грн

Витрати	Моделі			
	№ 1 «Сучасна»	№ 2 «ВРХ-4»	№ 3 «ВРХ-10»	№ 4 «Свинарство»
Вирощування культур і придбання зерна	1,83	15,77	24,11	27,03
Утримання тварин	2,75	23,66	36,16	11,35
Переробка: молока	–	7,89	12,05	–
м'яса	–	2,48	2,48	6,86
Разом	4,58	31,06	74,80	45,24
Разом, грн/га	5,73	13,42	20,15	15,03

Однак для досягнення вищих рівнів прибутковості потрібно відновити або певним чином переорієнтувати і розвинути інфраструктуру господарства (табл. 3.27). За всіх досліджуваних перспективних сценаріїв доцільно поновити технічне забезпечення рослинництва, забезпечити власне зберігання зерна, придбати маточне поголів'я тварин та створити блок власної переробки і зберігання продукції тваринництва [23, 80, 117, 196, 234, 248].

За переорієнтації на розвиток свинарства передбачається відповідне переобладнання МТФ. Для оцінки очікуваних обсягів капітальних затрат використовували інформацію з різних джерел за цінами 2014 р. У витратах на інфраструктуру найбільше коштів припадає на відновлення поголів'я великої рогатої худоби – 60–70% із сумарними показниками за перспективними Моделями 0,66, 0,79 і 0,26 млн грн відповідно, або 17820, 21140 і 10160 грн/га.

Поточні виробничі затрати включають затрати на вирощування культур, утримання тварин, переробку молока і м'яса. За даними Держкомстату, для розрахунків приймалася середня за останні 3 роки собівартість зерна, сіна і силосу по Житомирській обл. За умовами Моделі № 3 вартість придбаного зерна визначалася за цінами його реалізації в тій самій області також за даними Держкомстату. Витрати на утримання тварин в молочному скотарстві становлять 150%, у свинарстві – 42% від вартості кормів. Затрати на переробку продукції тваринництва зазвичай не перевищують 20% собівартості сировини (табл. 3.27).

Загалом виробничі витрати за Моделями, що порівнюються, відрізняються доволі істотно – від 5730 грн./га за сучасної практики до 20150 грн/га за розвитку молочного скотарства (Модель № 3),

Таблиця 3.28. Економічна ефективність перспективних моделей розвитку ДГ «Грозинське», млн грн.

Показник	Модель			
	№ 1 «Сучасна»	№ 2 «ВРХ-4»	№ 3 «ВРХ-10»	№ 4 «Свинарство»
<i>Пільгове державне кредитування</i>				
Валовий дохід	3,10	84,24	190,91	54,50
Витрати на інфраструктуру	–	66,12	78,47	30,60
Виробничі витрати	4,58	49,80	74,80	45,24
Чистий прибуток	-1,48	34,44	116,11	9,26
Чистий прибуток, тис. грн/га	-1,85	9,28	31,28	3,07
Строк окупності, років	–	2	1	4
Рентабельність, %		69	155	20
<i>Залучення кредитних ресурсів (19% річних)</i>				
Сплата кредиту	–	12,56	14,90	5,81
Всього витрат	–	62,36	89,70	51,05
Чистий прибуток	–	21,92	101,21	3,45
Чистий прибуток, грн/га	–	5,91	27,28	0,93
Строк окупності, років	–	3	1	9
Задіяна площа, га	800	3712	3712	3011

що істотно впливає на інші економічні показники, а саме на чистий прибуток і строки окупності капітальних затрат.

Як було зазначено, за сучасної практики валовий дохід формується завдяки реалізації зерна, молока і живої маси тварин, що дає змогу отримати 3,10 млн грн/га. Однак собівартість зерна та затрати на утримання тварин сягають 4,58 млн грн, що свідчить про збитковість і не перспективність сучасної виробничої діяльності підприємства (табл. 3.28).

ДГ «Грозинське» – державне підприємство, тому воно не має змоги користуватися кредитами. Однак за пільгового кредитування з боку держави і відтворення ефективної галузі молочного скотарства при продуктивності дійного стада 4 тис. кг молока на рік на корову (Модель № 2) забезпечить майже 35 млн грн (9280 грн/га) чистого прибутку, що дасть змогу повернути державі кошти через 2 роки. У разі підвищення продуктивності корів до 10 тис. кг (Модель № 3) економічні показники значно поліпшуються, чистий прибуток сягатиме 116 млн грн (31280 грн/га), а строки окупності капітальних затрат скоротяться до 1 року.

Переорієнтація господарства на виробництво свинини буде менш вигідною, ніж відновлення молочного скотарства. Хоча капітальні

і виробничі затрати за такої спеціалізації будуть значно меншими, але й чистий прибуток очікується значно нижчого рівня – 9 млн грн (3070 грн/га) із термінами окупності витрат на вдосконалення інфраструктури майже 4 роки.

У разі зміни політики держави до державних підприємств їм буде надана можливість користуватися кредитними послугами, наприклад, під 19% річних, то за умовами Моделі № 2 з урахуванням оплати кредиту чистий прибуток знизиться до 22 млн грн (5910 грн/га), а терміни окупності капітальних затрат зростуть до 3 років. За виробничих показників Моделі №3 витрати на виконання зобов'язань по кредиту ще меншою мірою впливатимуть на прибутковість підприємства і відповідно на терміни окупності витрат на відновлення і модернізацію інфраструктури.

Залучення кредиту під 19% для перепрофілювання господарства на виробництво свинини є проблематичним. Це пов'язано з тим, що оплата кредиту різко знижує рівень чистого прибутку, що відповідно позначається на термінах окупності капітальних затрат – 9 років.

Отже, з розглянутих варіантів виробничої діяльності найперспективнішим є відновлення високопродуктивного молочного скотарства з переробкою і зберіганням готових до споживання продуктів тваринництва. З економічної точки зору головна перевага полягає в швидкій окупності капітальних затрат як із залученням кредитних ресурсів, так і без них. Заслуговує на увагу також і природоохоронна спрямованість цього напрямку виробничої діяльності, пов'язана із істотним скороченням викидів парникових газів насамперед CO₂ через депонування вуглецю в ґрунті. Важливим при запровадженні запропонованих принципів відтворення агроекологічних функцій ґрунтів та рослинницько-тваринницької спеціалізації виробництва також є перехід на засади органічного землеробства з високим рівнем рециркуляції біогенних елементів та відтворення енергетичного стану забруднених радіонуклідами дерново-підзолистих ґрунтів, які доцільно повернути в господарське використання у віддалений післяаварійний період.

Отже, як підсумок можна констатувати, що запорукою дієвості економічного механізму заради підвищення економічної ефективності підприємства є вдалий вибір способів розвитку його методів та важелів, що впливають із чинних економічних законів і принципів ринкової економіки. На мікрорівні до них належать гнучкі ме-

тоди імітаційного моделювання, орієнтація на потреби споживача, врахування собівартості і конкурентоспроможності товарів, створення взаємовигідних організаційних структур.

Серед об'єктивних показників економічної ефективності господарської діяльності слід вважати чистий прибуток, рентабельність і строки окупності капітальних затрат на розвиток інфраструктури аграрного виробництва. Використання зазначеної вище системи економічних показників дає змогу опрацювати найперспективніші напрями розвитку аграрного виробництва, повною мірою виявити резерви підвищення його ефективності на кожному з господарських процесів та оцінити рівень їх узгодженості в масштабі агроєкосистеми з погляду повноти використання наявного агресурсного потенціалу та забезпечення максимального доходу.

Необхідним для радіоактивно забруднених територій, що повертаються в аграрне виробництво, є відпрацювання податкових і кредитних пільг для виробників, звільнення від земельного податку за умови виконання заходів з відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених ґрунтів, розроблення механізму введення санкцій за виробництво неякісної продукції на цих землях внаслідок невиконання заходів з відтворення агроекологічних функцій ґрунтів.

Дослідження показали, що традиційна і альтернативна системи відтворення агроекологічних функцій ґрунту завдяки збільшенню за 10-річний період запасів гумусу в шарі 0–40 см на 16,7 і 19,0 т/га відповідно забезпечують накопичення ґрунтової енергії в кількості 17,2 і 23,2 ГДж/га. Позитивний баланс біогенних елементів, зокрема азоту, фосфору і калію, сприяє порівняно незначному додатковому підвищенню енергопотенціалу ґрунту за традиційної системи – до 3,7, за альтернативної – до 1,9 ГДж/га. Ці результати засвідчують, що запаси ґрунтової енергії переважно визначаються вмістом гумусу. Проте загалом як за традиційної, так і за альтернативної систем енергопотенціал ґрунту внаслідок трансформації значної частини енергії в ґрунтову щороку зростає на 20–25 ГДж/га, що створює умови для сталого розвитку виробничих сільськогосподарських систем зони Полісся, зокрема на забруднених радіонуклідами землях, які можливо повернути в аграрне виробництво.

За витратами антропогенної енергії системи відтворення агроєкологічних функцій ґрунтів можна розмістити в такий ряд: контроль

без відтворення – 16 ГДж/га, альтернативна – 22, традиційна – 29 і традиційна інтенсивна – 33 ГДж/га. При цьому органічні і мінеральні добрива становлять до 50% загальних витрат антропогенної енергії.

Природний агроекологічний стан дерново-підзолистих ґрунтів забезпечує невисокий рівень продуктивності зерно-просапної сівозміни. У результаті вихід енергії з урожаєм не перевищує 75 ГДж/га. За традиційних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунтів урожайність основної та побічної продукції культур цієї сівозміни підвищується удвічі і відповідно вихід енергії зростає до 132–141 ГДж/га. За альтернативної системи солома використовується на добриво, а енергія основної продукції – 61 ГДж/га.

Для інтегрального економіко-енергетичного оцінювання технологій вирощування культур зерно-просапної сівозміни за різних систем відтворення агроекологічних функцій ґрунтів авторами запропоновано використовувати показник вартості одиниці зростання до природного фону ґрунту біологічної акумуляції енергії – КЕЕО, грн/ГДж/га. За традиційних систем відтворення витрати коштів сягають рівня 175 грн на накопичення 1 ГДж/га біоенергії, а альтернативних, де враховується лише енергія основної продукції, витрачається 149 грн/ГДж/га.

Імітаційне моделювання агроєкосистем на засадах відтворення агроекологічних функцій ґрунтів дає змогу опрацьовувати оптимальні сценарії аграрного виробництва з урахуванням природно-кліматичних умов, ресурсного забезпечення та наявної інфраструктури. Такий підхід дає можливість ще на етапі концепції і вивчення напрямів формування господарської діяльності ухвалювати близькі до оптимальних науково обґрунтовані управлінські рішення.

У зоні посиленого радіоекологічного контролю економіко-енергетична оцінка нинішньої виробничої практики ДГ «Грозинське» засвідчила про необхідність її удосконалення через впровадження ресурсо- та енергоощадної моделі ведення аграрного виробництва на основі розвитку тваринницької галузі молочної спеціалізації, що має істотні переваги над напрямом свинарства. Зокрема, рециркуляція біогенних елементів за тваринницької спеціалізації молочного напрямку сягає і для азоту – 85–102%, фосфору – 96–121 і калію – 99–106%. Як наслідок, значно скорочується обсяг необхідного придбання промислових мінеральних добрив, що в сучасних

умовах високої їх вартості істотно підвищує економічну ефективність виробничих систем.

Представлені вище моделі (тваринницько-рослинницька спеціалізація, тваринницько-рослинницька спеціалізація молочного напрямку, тваринницько-рослинницька спеціалізація на основі розвитку свинарства) забезпечують наявність вибору оптимального варіанта встановлення раціональних загальних витрат на реабілітацію цих земель.

При цьому доведено, що тваринницька молочна спеціалізація за використання власного потенціалу виробництва кормів забезпечує чистий прибуток у межах 9 млн грн/га, а в разі залучення радіологічно «чистих» концентрованих кормів зовнішнього походження – до 31 млн грн/га. З урахуванням виробництва гарантовано безпечної продукції очікувані економічні результати дають підставу рекомендувати підприємству саме рослинницько-тваринницьку спеціалізацію молочного напрямку.

ПІСЛЯМОВА

У монографії наведено теоретичне обґрунтування та закономірності економічно ефективного відтворення агроекологічних функцій радіоактивно забруднених земель, а також запропоновано перспективні напрями формування ресурсо- та енергоощадних моделей сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених землях, які намічено повернути в господарське використання у віддалений післяаварійний період. Нині так зване раціональне природокористування є архаїзмом, бо природні екосистеми, мають, перш за все, формувати здорове середовище, тобто надавати екосистемні послуги, а не бути об'єктами господарської діяльності. Наявна соціально-екологічна парадигма переходу від природокористування до природогосподарювання має знайти своє відображення у відповідних механізмах управління, оскільки розвиток організаційно-економічних форм екологічного регулювання найповніше виявляється саме в природогосподарюванні. У ході висвітлених у праці досліджень набули подальшого розвитку теоретико-методичні положення щодо еколого-економічного забезпечення реабілітація та відтворення радіоактивно забруднених земель під час формування економічно ефективних моделей аграрного виробництва. Ці підходи вироблено на основі системних принципів складних природно-агротехногенних систем з урахуванням особливостей ґрунтового покриву, його фізико-хімічних параметрів, рівня забруднення радіонуклідами, спеціалізації виробництва, балансу енергії та біогенних елементів.

У віддалений післяаварійний період рівень радіоактивного забруднення земель Житомирського Полісся внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів знизився вдвічі. За цих умов вжиття агротехнічних заходів з відтворення агроекологічних функцій ґрунтів забезпечує додаткове зменшення негативної дії радіоактивного забруднення, що створює передумови для повернення частини радіоактивно

забруднених земель у виробничу сферу. Для цього необхідно розробити механізми державної підтримки аграрного виробництва на цих територіях через надання податкових та кредитних пільг, а також організацію системи агроєкологічного моніторингу земель та безпечності продукції.

Економічно обґрунтовано, що накопичення запасів енергії ґрунту завдяки переважно гумусу є важливим компонентом за оцінювання балансу енергії в агроєкосистемах. Альтернативна система відтворення радіоактивно забруднених земель має істотну енергетичну перевагу над традиційною – до 23,2 ГДж/га. Позитивний баланс біогенних елементів забезпечує додаткове щорічне збільшення енергопотенціалу ґрунту до 2,8 ГДж/га. Природний енергетичний потенціал ґрунту (контроль), навпаки, щороку знижується на 3,1 ГДж/га. Водночас важливим елементом енергетичного балансу в агроєкосистемах є врахування зменшення або збільшення запасів енергії в ґрунті. Традиційна й альтернативна системи відтворення ґрунтів забезпечують в зерно-картопляній сівозміні на одиницю витрат антропогенної енергії накопичення 4–6 одиниць біологічної енергії врожаю, гумусу та біогенних елементів. За наявною класифікацією такі агроєкосистеми належать до середньоенергоєфективних.

Інтегральна економіко-енергетична оцінка різних за спеціалізацією моделей агроєкосистем має визначатись за показником біологічної акумуляції енергії, що який характеризується додатковим, порівняно з природним фоном (контроль), накопиченням енергії в агроєкосистемі у вигляді гумусу і біомаси врожаю. Такий підхід забезпечує визначення економічної оцінки систем відтворення ґрунту, а також і загалом агроєкосистем, з урахуванням їх енергетичної ефективності. Аналіз нинішньої системи визначення еколого-економічної ефективності використання радіоактивно забруднених земель засвідчив, що для отримання об'єктивних даних щодо оцінки продуктивності агроєкосистем на цих територіях необхідно враховувати не лише рівень їх продуктивності, а й параметри енергозбереження, рівня рециркуляції органічної речовини, а також біогенних елементів в агроєкосистемах.

У зоні посиленого радіоекологічного контролю економіко-енергетична оцінка нинішньої виробничої практики ДГ «Грозинське» засвідчила необхідність її удосконалення через упровадження ресурсо- та енергоощадних моделі ведення аграрного виробництва

на основі розвитку тваринницької галузі молочної спеціалізації, що має істотні переваги над напрямом свинарства. Зокрема, рециркуляція біогенних елементів за тваринницької спеціалізації молочного напрямку сягає і для азоту – 85–102%, фосфору – 96–121 і калію – 99–106%. Як наслідок, значно скорочується обсяг необхідного придбання промислових мінеральних добрив, що в сучасних умовах високої їх вартості істотно підвищує економічну ефективність виробничих систем.

У монографії наведено обґрунтування науково-методичних підходів до формування ефективних моделей ведення аграрного виробництва на радіоактивно забруднених землях, що передбачають принципи імітаційного моделювання. Зокрема, йдеться про такі моделі: тваринницько-рослинницька спеціалізація, тваринницько-рослинницька спеціалізація молочного напрямку, тваринницько-рослинницька спеціалізація на основі розвитку свинарства. Зазначені підходи дають змогу вибрати оптимальний варіант встановлення раціональних загальних витрат на реабілітацію цих земель. Окрім того, в праці наведено докази того, що тваринницька молочна спеціалізація за використання власного потенціалу виробництва кормів забезпечує чистий прибуток у межах 9 млн грн/га, а в разі залучення «чистих» концентрованих кормів зовнішнього походження – до 31 млн грн/га. З урахуванням виробництва гарантовано безпечної продукції очікувані економічні результати дають підставу рекомендувати підприємству рослинницько-тваринницьку спеціалізацію молочного напрямку.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. *Абрамюк І.* Сільське господарство України та деяких інших країн. Інститут громадянського суспільства. 2012. URL: <http://www.csi.org.ua/www/?p=2271>.
2. *Авдонин Н.С.* Свойства почвы и урожай. Москва: Колос, 1965. 268 с.
3. *Агеев В.Ю.* Система радиозокологических контрмер в агрофере Беларуси. Минск: РНИУП «Институт радиологии», 2001. 249 с.
4. *Созінов О.О., Бурда О.І., Тараріко Ю.О.* та ін. Агросфера як провідний фактор сталого розвитку України. *Вісник аграрної науки.* 2004. № 10. С. 5–3.
5. *Азізов С.П., Канінський П.К., Скупий В.М.* Організація виробництва і аграрного бізнесу в сільськогосподарських підприємствах: підручник; за ред. проф. С.П. Азізова. Київ: ІАЕ, 2001. 834 с.
6. *Зубець М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М.* и др. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС. *Агроэкологічний журнал.* 2011. № 1. С. 5–20.
7. *Александрова Л.Н., Пупков А.М.* Процессы трансформации органических удобрений в дерново-подзолистых почвах. *Почвоведение.* 1980. № 10. 44 с.
8. *Алиев С.А.* Агроэнергетика – основа повышения плодородия почв и урожая сельскохозяйственных культур. *Программирование урожая в сельскохозйственных культур в Сибири.* 1985. С. 13–15.
9. *Алиев С.А.* Запасы энергии, связанной в гумусе и биомассе, микроорганизмов в почвах Азербайджана и их энергетические показатели. *Химия, генезис и картография почв.* Москва: Наука, 1968. С. 29–32.
10. *Алиев С.А.* Управление эколого-биоэнергетическими факторами формирования высокопродуктивных фитоценозов. *Экология и земледелие.* Москва: Наука, 1980. С. 91–95.
11. *Андрійчук В., Зубець М., Юрчишин В.* Сучасна аграрна політика: проблемні аспекти. Київ: Аграрна наука, 2005. 140 с.
12. *Андрійчук В.Г.* Економіка аграрних підприємств: підручник. 2-ге вид., доп. і переробл. Київ: КНЕУ, 2002. 624 с.

13. *Андрійчук В.Г.* Ефективність діяльності аграрних підприємств: теорія, методика, аналіз: моногр.. Київ: КНЕУ, 2005. 292 с.
14. *Андрійчук В.П.* Економіка аграрних підприємств. 2-ге вид. Київ: КНЕУ, 2002. 624 с.
15. *Анисимова Т.Ю.* Эффективность соломы и баланс питательных элементов в звене севооборота с люпином. *Агрехимия*. 2002. № 5. С. 63–67.
16. *Атлас* радіоактивного забруднення території України. Київ: МНС, 2011. 59 с.
17. *Балаев А.Д., Наумовська О.І., Целютін В.П.* Солома як органічне добриво на чорноземних ґрунтах: зб. наук. праць Інституту землеробства УААН (спецвипуск). Київ: Фітосоціоцентр, 2003. С. 38–42.
18. *Баранова З.А., Величко Н.А., Зубарева И.Ф.* и др. Доступность ^{90}Sr и ^{137}Cs растениям пшеницы из различных фракций органического вещества почвы. *Агрехимия*. 1985. № 1. С. 86–88.
19. *Батоврин В.К.* Толковый словарь по системной и программной инженерии. Москва: ДМК Пресс, 2012. 280 с.
20. *Бацула А.А., Дегодюк Э.Г., Гамалей В.И.* Органические удобрения. Киев: Урожай, 1988. 184 с.
21. *Бацула О.О., Чесняк Г.Я.* Розрахунок балансу гумусу в ґрунті та норм органічних добрив для його бездефіцитного вмісту. *Забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в ґрунті*. Київ: Урожай, 1987. С. 103–107.
22. *Белявцева М.І.* Маркетинговий менеджмент: навчальн. посіб.; під. заг. ред. М.І. Белявцева та В.Н. Воробйова. Київ: Центр навчальної літератури, 2006. 407 с.
23. *Бидик А.Г.* Підвищення конкурентоспроможності аграрного виробництва. *Економіка АПК*. 2003. № 6. С. 115–121.
24. *Біоенергетична* оцінка систем удобрення і агротехнології: методичні вказівки для студентів агрономічного факультету і факультету агрохімії і ґрунтознавства. Київ: Редакційно-видавничий відділ НАУ, 2005. 40 с.
25. *Бойко П.І.* Біологічна та економічна роль сівозмін в землеробстві. Київ: «Знання» УРСР, 1990. 48 с.
26. *Бондарь П.Ф., Дутов А.И.* Влияние удобрений и мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае овса на произвесткованных почвах: материалы науч. конф. *Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльском АЭС*. СОПС УССР АНУССР. Киев, 1991. Ч. 2. С. 201–204.
27. *Бондарь П.Ф., Озорнов А.Г., Дутов А.И.* Накопление цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от агрохимических свойств почв: тез. докл. Всесоюз. конф. Проблемы ликвидации по-

- слідствий аварії на Чернобыльській АЕС в агропромисловому виробництві – п'ять років спливає: результати проблеми та перспективи. Гос. комісія. Рада Міністрів СРСР по харчовій безпеці та закупівлі. Всесоюз. науч.-исслед. ін-т с.-х. радіології. Обнинськ, 1991. Т. 1. С. 15–16.
28. *Бондарь П.Ф., Юдинцева Е.В.* Оцінка впливу деяких властивостей ґрунту на надходження в рослини ^{137}Cs та прогнозування накопичення його в урожаї. *Агрохімія*. 1984. № 9. С. 85–93.
 29. *Бондарь Ю.И., Шманай Г.С., Ивашкевич Т.С.* і др. Додатковий ^{137}Cs і ^{90}Sr рослинам з різних компонентів ґрунту. *Почвознавство*. 2000. № 4. С. 439–445.
 30. *Брюховецька Н.Ю.* Економічний механізм підприємства в ринковій економіці: методологія і практика. Донецьк: ІЕПНАН України, 1999. 276 с.
 31. *Булаткин Г.А.* Оптимізація продуктивності агроценозів. *Вісник с.-х. науки*. 1990. № 4. С. 30–37.
 32. *Булаткин Г.А.* Еколого-енергетичні аспекти продуктивності агроценозів. Пушчино: АН СРСР, 1986. 56 с.
 33. *Булаткин Г.А.* Енергетична ефективність застосування добрив в агроценозах: метод. рекомендації. Пушчино: ОНТИ НДБІ АН СРСР, 1983. 46 с.
 34. *Булигін С.Ю.* Регламентування технологічного навантаження земельних ресурсів. *Землепорядкування*. 2003. № 2. С. 9–12.
 35. *Бурковська А.В.* Методичні аспекти оцінки ефективності маркетингової діяльності сільськогосподарських підприємств. *Економіка АПК*. 2005. № 11. С. 117–119.
 36. *Бурковський О.П., Василюк О.В.* Концепція створення Державного агентства екосистемних послуг та консервації земель як головного напрямку практичної реалізації екологічної стратегії України. Відповідання до збалансованого природокористування: матеріали Міжнарод. наук. конф. (20–22 березня 2013 р., м. Донецьк). Донецький національний університет. Донецьк, 2013. С. 176–179.
 37. *Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чернобыльської катастрофи у віддалений період: метод. рекомендації;* за ред. Б.С. Прістера. Київ: Атіка-Н, 2007. 196 с.
 38. *Вернадський В.И.* Биосфера. Ленинград: Науч. техн. изд-во, 1926. 376 с.
 39. *Верниченко Л.Ю., Мишустин Э.Н.* Влияние соломы на почвенные процессы и урожай сельскохозяйственных культур. *Использование соломы как органического удобрения*. Москва, 1980. С. 3–33.
 40. *Вильямс В.Р.* Почвоведение: сочинения. Т. I. Москва, 1941. 393 с.
 41. *Витриховський П.І., Ступенко О.В.* Особливості землеробства на радіоактивно забруднених землях. *Вісник аграрної науки*. 1997. № 5. С. 53–56.

42. Володин В.М. Биоэнергетика плодородия почвы. *Земледелие*. 1988. № 2. С. 21–22.
43. Володин В.М. Будущее за ландшафтным земледелием. *Земледелие*. 2000. № 3. С. 14–15.
44. Володин В.М., Михайлова П.Ф. Оценка агроландшафта на биоэнергетической основе. *Проблемы ландшафтного земледелия*. Курск, 1997. С. 62–77.
45. Дегодюк Е.Г., Штупун Н.В., Бурлачук Ю.Й. та ін. Вплив різних систем удобрення на родючість ґрунту та продуктивність культур сівозміни в умовах Полісся України. *Землеробство*. 1998. Вип. 72. С. 11–19.
46. Ганчаров А.М. Проблеми відродження продуктивності сільськогосподарських земель України. *Економіка АПК*. 2003. № 9. С. 37–41.
47. Гейман О.А. Економіко-організаційний механізм управління маркетинговим середовищем: автореф. дис. канд. екон. наук: спец. 08.02.03 Організація управління, планування і регулювання економікою. Харків, 2003. 20 с.
48. Герасименко О.В. Методологические принципы моделирования устойчивого развития аграрных производственных систем. *Вестник Херсонского государственного технического университета*. 2002. Вып. 14. С. 66–70.
49. Герасименко О.В., Корольов О.А., Рабчук В.Л. Методологічні аспекти організації системи управління національною економікою. *Вісник аграрної науки*. 1997. № 12. С. 65–68.
50. Гірій В.А., Зайтов В.Р., Онищук В.А., Яковець І.І. «ЕКОМОДЕЛЬ»: динамічна модель для радіоекологічної ситуації. *Агроекологія й біотехнологія*. Київ, 1999. Вип. 3. С. 25–34.
51. Гордієнко В.П. Ефективність використання земельних ресурсів сільськогосподарського призначення: матер. 6-ї всеукр. наук.-практ. конф.: *Сучасний соціокультурний простір 2009*. Інститут наукового прогнозування, Кримський інститут економіки та господарського права. Київ, 2009. С. 41–44.
52. Гордієнко В.П. Еколого-економічна оцінка сільськогосподарських земель та проблеми їх використання. *Економіка АПК*. 2009. № 3. С. 26–30.
53. Городний Н.М. Агрехимия. Київ: Вища школа, 1998. 256 с.
54. Гродзинський Д.М. Радіобіологія: підручник. Київ: Либідь, 2000. 448 с.
55. Гудков І.М., Ткаченко Г.М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології: підручник. Київ: Вища школа, 1993. 261 с.
56. Гунько Н., Дубова Н., Омелянець М., Коротова Н. Соціально-демографічний профіль найбільш радіоактивно забруднених внаслідок чорнобильської катастрофи територій Українського Полісся. *Геогра-*

- фія. Економіка. Екологія. Туризм: регіональні студії: зб. наук. праць; за ред. І.В. Смаля. Ніжин: ПП Лисенко М.М., 2011. Вип. 5. С. 21–25.*
57. *Гулько Н.В., Приліпко В.А.* Вибіркове вивчення сільського населення радіоактивно забруднених територій: аналіз і оцінка основних відтворювальних процесів. *Продуктивні сили і регіональна економіка.* Т. 2. Київ, 2007. С. 222–229.
 58. *Гуторов О.І., Бойко К.М.* Еколого-економічні проблеми трансформації земель сільськогосподарського призначення в Україні. *Вісник ХНАУ.* 2003. № 6. С. 225–226.
 59. *Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи: безпека майбутнього. Національна доповідь України.* Київ: КІМ, 2011. 346 с.
 60. *Дедов А.В.* Биологизация земледелия – основа сохранения плодородия чернозем. *Земледелие.* 2002. № 2. С. 10.
 61. *Дем'яненко С.І.* Менеджмент аграрних підприємств: навчальний посібник. Київ: КНЕУ, 2005. 347 с.
 62. *Степанова Є.І., Чоботько Г.М., Колпаков І.Є., Литвинець О.М.* Деякі аспекти дозиметричної характеристики та особливості внутрішньоклітинного метаболізму дітей – мешканців радіоактивно забруднених територій. *Агроекологічний журнал.* 2013. № 1. С. 22–27.
 63. *Джигирей В.С.* Основи екології та охорона навколишнього середовища. *Екологія та охорона природи.* Львів: Афіша, 2000. 272 с.
 64. *Джонсон Н., Лион Ф.* Статистика и планирование эксперимента в технике и науке. Методы обработки данных. Москва: Мир, 1980. С. 149–179.
 65. *Добринин В.О., Дунаев П.П.* и др. Экономика сельского хозяйства: учеб. для студентов высш. с.-х. учеб. заведений по экон. спец. Москва: Колос, 1978. 399 с.
 66. *Довгострокові стаціонарні польові дослідження України.* Реєстр атестатів. Харків: Вид. «Друкарня №13», 2006. 120 с.
 67. *Докучаев В.В.* Классификация почв проф. Докучаева В.В. (северное полушарие): соч., Т. 6. Москва – Ленинград: Изд-во АН СССР, 1951. 526 с.
 68. *Домарецький В.А.* Екологія харчових продуктів. Київ: Урожай, 1993. 176 с.
 69. *Дон Рейкоски, Кейт Е. Секстон.* Посев по технологии No-Till в рамках почвозащитного земледелия. 2-е изд. 2007. С. 21–32.
 70. *Доспехов Б.А., Васильева Д.В., Усманов Р.Р.* Действие удобрения соломой на плодородие дерново-подзолистой почвы при разных системах ее обработки в севообороте. *Использование соломы как органического удобрения.* Москва, 1980. С. 144–157.
 71. *Дружинин В.В., Конторов Д.С.* Проблемы системологии. Москва: Сов. радио, 1976. 295 с.

72. *Дутов А.И., Залуцкий Е.А., Невмержицкий С.Н.* Динамика накопления цезия-137 в продукции растениеводства, производимой в сельскохозяйственных предприятиях при использовании удобрений: сб. науч. тр. Укр. НИИ с.-х. радиологии: *Проблемы с.-х. радиологии*; под. общ. ред. Б.С. Пристера. Киев, 1996. Вып. 4. С. 170–174.
73. *Дутов О.І.* Агроекологічні підходи до мінімізації доз опромінення населення у віддалений період розвитку радіологічної ситуації після аварії на ЧАЕС. *Екологічні науки*. 2014. № 5. С. 24–30.
74. *Дутов О.І.* Вплив калійних добрив на накопичення радіоцезію в урожаї сільськогосподарських культур в різних ґрунтово-кліматичних умовах: наук. зб. Подільської державної аграрно-технічної академії «Аграрна наука – селу». Кам'янець-Подільський, 1999. Вип. 7. С. 66–70.
75. *Дутов О.І.* Наукові основи формування агроєкосистем на радіоактивних територіях: автореф. дис. д-ра с.-г. наук. Київ, 2013. 41 с.
76. *Дутов О.І.* Наукові основи формування агроєкосистем на радіоактивно забруднених територіях: автореф. д-ра с.-г. наук. Київ, 2013. 41 с.
77. *Дутов О.І.* Сільськогосподарські культури для сівозмін в умовах радіоактивного забруднення ґрунту. *Вісник ХДАУ (сер. рослинництво, селекція і насінництво, овочівництво)*. Харків, 1999. № 4. С. 164–168.
78. *Дутов О.І.* Сучасні підходи до раціонального використання радіоактивно забруднених земель (на прикладі аварії на Чорнобильській АЕС). *II Агрохімія і ґрунтознавство*. Міжвідомчий темат. наук. зб. ННЦ «ІГА ім. О.Н. Соколовського». Вип. 77. Харків: ННЦ «ІГА ім. О.Н. Соколовського», 2012. С. 38–43.
79. *Здоровцов О.І., Касьянов Л.І., Мацибора В.І., Шиян В.Й.* Економіка сільського господарства: підручник; за ред. О.І. Здоровцова, В.І. Мацибори. Київ: Вид-во УСГА, 1993. 320 с.
80. *Економічна енциклопедія*: у 3 т: редкол. С.В. Мочерний (відп. ред.) та ін. Київ: Видавничий центр «Академія», 2002. Т. 1. 864 с.
81. *Еренов А.Е., Ильяшенко Л.В., Мухиддинов Н.Д.* Правовое обеспечение рационального природопользования. Алма-Ата, 1985. 341 с.
82. *Борщевський П.П., Чернюк М.О., Заремба В.М.* та ін. Ефективність використання, відтворення і охорона земельних ресурсів регіону. *Економічно екологічні засади аграрного землекористування*. Київ: Аграрна наука, 1998. 240 с.
83. *Жученко А.А., Урсул А.Д.* Стратегия адаптивной интенсификации сельскохозяйственного производства. Кишинев: Штиїнца, 1993. С. 321.
84. *Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2008 р.* Вип. 13. Київ, 2009. 63 с.
85. *Закон України від 28 грудня 1994 р. № 334/94 ВР «Про оподаткування*

- прибутку підприємств». *Вісник податкової служби України*, вересень. 2004. № 33–34.
86. *Зинченко А.П.* Сельскохозяйственные предприятия: экономико-статистический анализ. Москва: *Финансы и статистика*, 2002; *Аграрная политика*. Москва: Колос, 2004.
 87. *Зрібняк Л.Я., Гльчук М.М., Коновал І.А.* Організація і планування сільськогосподарського виробництва: навч. посіб. Київ: ЗАТ «Нічлава», 2004. 304 с.
 88. *Зубець М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Богдевич И.М., Кашипаров В.А.* Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 5–20.
 89. *Йоханон К.Й., Долгилович М.И., Васенков Г.И.* Функции органического вещества определяющие поведение радиоцезия в системе почва – растение. *Вісник аграрної науки*. 1997. № 3. С.
 90. *Іванишин В.В., Тогоня В.С., Околот.Л.С.* Екологічно-економічні аспекти застосування агроекотехнологій виробництва конкурентоспроможної екологічно чистої продукції. *Економіка АПК*. 2008. № 3. С. 46–49.
 91. *Іванух Р.А., Пантелійчук М.М., Попович І.В.* Довідник економічних показників сільського господарства. Київ: Урожай, 1979. 68 с.
 92. *Калінчик М.В.* Наукові основи економічної адаптації сільського господарства до навколишнього середовища. Київ, 1997. 236 с.
 93. *Камінський В.Ф., Бойко П.І.* Роль сівозмін у сучасному землеробстві. *Вісник аграрної науки*. 2013. № 6. С. 5–10.
 94. *Канівець В.І.* Життя ґрунту. Київ: Урожай, 1990. 160 с.
 95. *Капітула О.* Радіація і сільське господарство. *Сільський час*. 2004. № 19 (498). 17 березня. С. 4–5.
 96. *Качур Д.П., Замостян П.В., Паньковська Г.П., Райчук Л.А., Кучма М.Д., Святецька А.В.* Соціально-екологічні чинники споживчої поведінки населення на радіоактивно забруднених територіях Полісся. *Агроекологічний журнал*. 2010. С. 106–109.
 97. *Кашипаров В.А.* Автореф. дис. докт. биол. наук: 03.00.01. Всероссийский НИИ сельхозхоз. радиол. и агроэкол. Обнинск, 2000. 48 с.
 98. *Кимаковська Н.О.* Вплив різних прийомів кулінарної обробки рослинницької сировини на надходження ¹³⁷Cs у кінцеві продукти. *Агроекологічний журнал*. 2008. Червень. С. 94–97.
 99. *Кирсанов А.Т.* Известкование как фактор урожайности. Москва, Ленинград, 1931. 215 с.
 100. *Кисель В.И.* Модель биологического земледелия. Институт почвоведения и агрохимии УААН. Ґрунтозахисна біологічна система землеробства України. Київ, 2000. С. 185–195.

101. Коваленко А.Н., Логановский К.Н. Синдром хронической усталости и метаболический синдром у пострадавших вследствие Чернобыльской катастрофы – мембранная патология? *Мед. радиология и радиац. безопасность*. 2001. Т. 46, № 6. С. 70–81.
102. Коваленко А.Н., Коваленко В.В. Системные радиационные синдромы. Николаев: Изд-во НГГУ им. Петра Могилы, 2008. 245 с.
103. Ковалишин О.Ф. Експертна оцінка земель сільськогосподарського призначення: матер. міжнар. наук.-практ. конф. *Землеводознавство, виробництво і освіта XXI століття*. Київ: Ін-т землеустрою УАН, 2001. С. 251–263.
104. Ковда В.В. Незаменимость почвенного покрова в природе. *Земельные ресурсы в мире их использование и охрана*. Москва: Наука, 1978. 12 с.
105. Козьменко С.Н. Оценка экологической эффективности ТерКСОП на примере землеохранных мероприятий. *Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты*. Сумы: ОП ВЭО, СФ ХПИ, 1990. С. 72–89.
106. Коломієць Л.П. Особливості оптимізації сільськогосподарських землекористувань в процесі формування земельних відносин. Київ. Вип. 84. 2012. С. 3–67.
107. Кольбе Г., Штумпе Г. Солома как удобрение; пер. с нем. А.Н. Кулюкина. Москва: Колос, 1972. 88 с.
108. Коммонер Б. Замыкающийся круг. Природа, человек, технология. Ленинград: Гидрометиздат, 1974.
109. Прістер Б.С., Архіпов А.М., Богданов Г.О. та ін. Контрзаходи в сільському і лісовому господарстві, водоохоронні контрзаходи. *Національна доповідь України 15 років Чернобыльської катастрофи досвід подолання*. Київ: МНС України, 2001. С. 361–363.
110. Коптев-Дворников В.Е., Цыпкин Ю.А. Оценка земель сельскохозяйственных предприятий. Москва: ЮНИТИ–ДАНА, 2000. 119 с.
111. Коренюк П.І. Еколого-економічна ефективність використання земельних ресурсів зони лісостепу України: автореф. дис. канд. екон. наук: спец. 08.08.01 Економіка природокористування і охорони навколишнього середовища. Київ, 1998. 15 с.
112. Коренюк П.І. Менеджмент навколишнього природного середовища. Дніпропетровськ: Національна гірнича академія України, 2001. 222 с.
113. Коринец В.В. Системно-энергетический подход при оценке обработки почвы. *Земледелие*. 1991. № 12. С. 65–67.
114. Королев О.А. Проблемы конструирования и использования макроэкономических эконометрических моделей переходной экономики: на примере Украины. Київ: ТОВ «Міжнар. фін. агенція», 1997. 219 с.
115. Корчинська О.Л. Родючість ґрунтів соціально-економічна та екологічна сутність: моногр.. Київ: ННЦ УАЕ, 2008. 236 с.

116. *Котикова О.І.* Земля та її потенціал у виробничій функції: особливості й шляхи підвищення ефективності використання. *Економіка АПК*. 2006. № 12. С. 71–74.
117. *Кравченко С.А.* Эффективность сельскохозяйственных предприятий в условиях адаптации к рынку. *Економіка АПК*. 2005. № 11. С. 120–128.
118. *Кравчук І.І.* Економічний розвиток сільського соціуму: проблеми управління: моногр.. Житомир: Полісся, 2014. 345 с. (20,21 друк. арк.).
119. *Кравчук І.І.* Концептуальні засади формування стратегій розвитку агросфери України. *Science and Education a New Dimension Humanities and Social Science*. Budapest, 2013. Vol. 6. P. 89–94 (0,52 друк. арк.).
120. *Кравчук І.І.* Управління економічним розвитком сільського соціуму: теорія і методологія: автореф. дис. д-ра екон. наук. Житомир, 2015. 36 с.
121. *Кравчук І.І.* Формування ефективних механізмів підвищення конкурентоспроможності людського потенціалу агросфери. *Вісник Хмельницького національного університету*. Сер. Економічні науки. Хмельницький, 2013. № 5. Т. 1. С. 30–34 (0,51 друк. арк.).
122. *Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О.* та ін. Прикладна радіоекологія лісу; за ред. В.П. Краснова: моногр.. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
123. *Краузе Рюбензам.* Земледелие: пер. с нем. А.М. Лыкова. Москва: Колос, 1969. 511 с.
124. *Кривов В.М.* Сучасні проблеми землекористування через економічні важелі. *Вісник аграрної науки*. 2008. № 3. С. 65–67.
125. *Круш П.В., Тульчинська С.О., Тульчинський Р.В.* та ін. Внутрішній економічний механізм підприємства: навч. посіб. Київ: Центр учбової літератури, 2008. 206 с.
126. *Кудеяров В.Н.* Азотно-углеродный баланс в почве. *Почвоведение*. 1999. № 1. С. 73–82.
127. *Кустовська О.В.* Формування сталої ландшафтної структури землеволодіння та землекористування (в умовах Київської області). *Землеустрій і кадастр*. 2006. № 1. С. 80–89.
128. *Кучеркова С.О.* Сутність прибутку та методика визначення фінансового результату діяльності підприємств. *Економіка АПК*. 2005. № 5. С. 78–84.
129. *Лавинский Г.В.* Построение и функционирование сложных систем управления. Київ: Вища школа, 1989. С. 14–80.
130. *Левейкін М.І.* Реформування систем землекористування в Україні. РВПС НАН України, 2002. 376 с.
131. *Левин Ф.И.* Количество растительных остатков в посевах полевых культур и их определение по урожаю основной продукции. *Агрохимия*. 1997. № 8. С. 36–42.

132. Литвинец Л.А., Комариков И.Ю. Статистический анализ результатов дозиметрических измерений в области малых активностей. *Актуальные вопросы ретроспективной, текущей и прогнозной дозиметрии облучения в результате Чернобыльской аварии*: докл. междунар. науч. конф. (Киев, 27–29 окт. 1992 г.). Київ, 1993. С. 35–39.
133. Лібанова Е.М., Макарова О.В., Курило І.О., Лисогор Л.С. та ін. Соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи: національна доповідь України. Київ, 2008. 143 с.
134. Лігоненко Л.О. Економічне управління підприємством: предметна царина та суб'єкти здійснення. *Актуальні проблеми економіки*. 2007. № 8. С. 112–119.
135. Лінник М.К., Бацула О.О. Проблеми органічних добрив. *Вісник аграрної науки*. 1988. № 6. С. 10–13.
136. Лукинов І.І. Економічні трансформації (наприкінці ХХ сторіччя). НАН України, Ін-т економіки. Київ, 1997. 455 с.
137. Лымарь А.О. О структуре посевных площадей. *Вісник аграрної науки*. 2000. № 10. С. 8–11.
138. Мазур Г.А. Відтворення і регулювання родючості легких ґрунтів. Київ: Аграрна наука, 2008. 305 с.
139. Мазур Г.А., Дмитренко П.А., Симачинський В.М. Миграция и характер превращения кальция извести в дерново-подзолистых почвах. *Почвоведение*. 1980. № 3. С. 34–41.
140. Мазур Г.А. Проблема відтворення родючості ґрунтів: зб. наук. пр. Інституту землеробства УАН. 1999. Вип. 4. С. 48–56.
141. Мазур Г.А. Роль гумусу у родючості та відтворення його вмісту. *Вісник аграрної науки*. 2000. № 9. С. 12–16.
142. Мазур Г.А., Симачинський В.М. Теоретичні передумови повторного вапнування ґрунтів. *Вісник с.-г. науки*. 1975. № 6. С. 42–49.
143. Макаренко М.В. Формування механізму управління ефективним функціонуванням підприємства. *Актуальні проблеми економіки*. 2005. № 11. С. 126–135.
144. Малиновський А.С. Еколого-економічні та соціальні аспекти Чорнобильської катастрофи на прикладі Житомирської області. Київ, 2001. 290 с.
145. Марчук С.Г., Савчук В.К. Біоенергетичний потенціал сільськогосподарського виробництва: економічний вимір, прогноз використанн. Київ: Аграр Медіа Груп, 2011. 177 с.
146. Матлашенко В.Б., Мороз Д.В. Менеджмент організацій: навч. посіб. Львів: Львівський державний аграрний університет, 2005. 272 с.
147. Медведев В.В., Лісовий М.В. Стан родючості ґрунтів України та прогноз його змін за умов сучасного землеробства; за ред. М.В. Лісового. Харків: ШТріх, 2001. 98 с.

148. *Медведєв В.В.* Родючість ґрунтів моніторинг та управління; за ред. В.В. Медведовського. Київ: Урожай, 1992. 242 с.
149. *Мельник Л.Г.* Экологическая экономика. Сумы: Университетская книга, 2001. 350 с.
150. *Ландін В.П., Швиденко І.К., Райчук Л.А., Паньковська Г.П., Виноградська В.Д., Якименко Г.М.* Методичні рекомендації з ведення овочівництва на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся у віддалений період після Чорнобильської аварії. Київ, 2017. 35 с.
151. *Медведєв В.В.* Оптимізація ґрунтово-агрохімічних факторів. *Вісник аграрної науки*. 2000. № 7. С. 11–16.
152. *Милащенко Н.З.* Экологические проблемы в интенсивном земледелии. *Экологические проблемы химизации в интенсивном земледелии*: тр. ВИУАУ. Москва, 1990. С. 3–10.
153. *Минчинська І.В.* Стратегія підприємства: курс лекцій. Ірпінь: Національна академія ДПС України, 2006. 314 с.
154. *Мовчан А.А.* Влияние леса на окружающую среду. Москва: Наука, 1994. 368 с.
155. *Моргун Ф.Т., Шикун Н.К.* Почвозащитное бесплужное земледелие. Москва: Колос, 1984. 279 с.
156. *Москалець В.В., Яковець І.І.* Агроекологічний моніторинг забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь та розробка альтернативних заходів їх реабілітації. *Агроекологічний журнал*. 2007. № 1. С. 48–54.
157. *Мочерний С.В.* Економічна теорія: посіб. Київ: Видавничий центр «Академія», 2001. 656 с.
158. *Мочерний С.В., Канищенко Л.О., Устенко О.А.* Короткий курс економічної теорії: навч. посіб. Тернопіль: Економічна думка, 2000. 324 с.
159. *Мысик А.Т.* Межотраслевая оптимизация агроэкосистем. *Зоотехния*. Москва, 2004. № 7. С. 17–21.
160. *Мягков И.В., Гулидова В.А.* Системы земледелия в новых условиях хозяйствования. *Земледелие*. 2004. № 1. С. 20–21.
161. *Наконечний Т.С.* Про планування сільськогосподарського виробництва в сучасних умовах. *Економіка АПК*. 2002. № 2. С. 84–88.
162. *Тихонов А.Г., Гребенюк Н.В., Тихоненко О.В., Феденко В.П.* Наукові засади сталого розвитку землекористування: Індикація соціального стану та індикація модель. *Землекористування*. 2002. № 2. С. 3–13.
163. *Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західного регіону України*. Київ: Урожай, 2004. 560 с.
164. *Національна доповідь України «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього»*. Київ: КІМ, 2011. 395 с.
165. *Національна програма «Репродуктивне здоров'я 2001–2005»*. Указ Президента України від 26.03.01. *Законодавство України; КБД «Інформодиск»*.

166. *Нелен В.М.* Планування на аграрному підприємстві: підруч. Київ: КНЕУ, 2002. 284 с.
167. *Нечаев А.А., Торубаров Н.П., Черненко В.А.* Система воспроизводства плодородия почв. *Земледелие*. 2002. № 5. С. 13–14.
168. *Никитина Б.А.* Изменение гумуса в процессе окультуривания дерново-подзолистых почв. *Почвоведение*. 1968. № 5. С. 76–81.
169. *Носко Б.С.* Сучасний стан та напрямки досліджень в агрохімії. *Вісник аграрної науки*. 2002. № 9. С. 9–12.
170. *Опара Т.В.* Підходи до обґрунтування екологічного менеджменту спеціальних сировинних зон в Україні. *Екологічний менеджмент у загальній системі управління*: зб. тез доповідей Тринадцятої щорічної всеукр. наук. конф., м. Суми, 17–18 квітня 2013 р.; відп. за вип. О.М. Теліженко. Суми: СумДУ, 2013. С. 107–110.
171. *Павловский Ю.Н., Белотелов Н.В., Бродский Ю.И., Оленов Н.Н.* Опыт имитационного моделирования при анализе социально-экономических явлений. Москва: МЗ ПРЕСС, 2005. 136 с.
172. *Орлов Д.С.* Биохимические принципы и правила гумусообразования. *Почвоведение*. 1988. № 7. С. 81–91.
173. *Осипчук С.О., Мартинюк Л.М.* Екологічне обґрунтування рівня сільськогосподарської освоєності Житомирської області. *Вісник ДАУ*. 2002. № 1. С. 3–8.
174. *Калетник М.М., Патлала І.М., Краснов В.П.* та ін. Основи лісової радіоекології; за ред. М.М. Калетника. Київ: Держкомлісгосп України, 1999. 354 с.
175. *Швиденко І.К.* Особливості накопичення ¹³⁷Cs картоплею за різних умов вирощування: автореф. дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16; Нац. акад. аграр. наук України, Ін-т агроєкології і природокористування. Київ, 2017. 20 с.
176. *Стрельченко В.П., Бавсуновский О.П., Стецюк М.В., Налапко М.В.* Особливості програмування агроєкосистем Полісся. *Вісник аграрної науки*. 1999. № 10. С. 21–24.
177. *Греков В.О., Дацько Н.Д., Потедієв Н.Д., Дацько М.О.* Охорона родючості ґрунтів. 2008. Вип. 4. С. 28–40.
178. *Пабат В.А.* Животноводство: сырьевая база или продовольственная безопасность Украины. *Молочная промышленность*. 2003. № 5 (8). С. 30–32.
179. *Пабат В.О.* Агробіологічний потенціал в Україні та шляхи його використання. *Економіка АПК*. 2005. № 6. С. 31–40.
180. *Павлик В.П.* Управління сільськогосподарським підприємством у ринкових умовах. *Економіка АПК*. 2009. № 1. С. 29–34.
181. *Павловська Л.Д., Славов В.П.* Еколого-економічні основи виробництва і використання кормів у зоні радіоактивного забрудненн. Київ: Світ, 1999. 175 с.

182. *Павлюченкова А.К.* Экономика производства комбикормов. 2-е изд. перераб. и доп. Москва: Колос, 1982. 240 с.
183. *Палапа Н.В., Тамір Б.А.* Особливості формування екологічного стану на сільських селітебних територіях зони посиленого радіоекологічного контролю. *Таврійський науковий вісник*. 2015. № 91. С. 187–192.
184. *Паньковська Г.П.* Екологічні особливості вирощування овочевої продукції на радіоактивно забруднених присадибних ділянках Полісся: автореф. дис. ... к-та с.-г. наук: 03.00.16. Ін-т агроекології і природо-користування НААН. Київ, 2012. 21 с.
185. *Паньковська Г.П.* Овочі як складова споживчого кошика жителів радіоактивно забруднених районів Полісся. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва*: матеріали II наук.-практ. конф. молодих учених, 9–11 вересня 2008 р., Інститут агроекології УААН. Київ, 2008. С. 80–81.
186. *Паньковська Г.П.* Овочівництво на радіоактивно забруднених землях: сучасний аспект. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва*: матеріали III наук.-практ. конф. молодих учених (22–25 вересня 2009 р.). Київ: ІА УААН, 2009. С. 115–116.
187. *Паньковська Г.П., Райчук Л.А., Качур Д.П.* Сучасні пріоритети розвитку аграрного виробництва на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва*: матеріали IV наук.-практ. конф. молодих учених, (1–4 червня 2010 р.). Київ: ІА УААН, 2010. С. 187–189.
188. *Пастушенко В.О.* Сівозміни на Україні. Київ: Урожай, 1972. 360 с.
189. *Перевозников О.Н., Ключников А.А., Канченко В.А.* Индивидуальная дозиметрия при радиационных авариях: монография. Чернобыль: Институт проблемной безопасности АЭС НАН Украины, 2007. 200 с.
190. *Перепелятников Г.П.* Научная основа ведения кормопроизводства на радиоактивно загрязненных территориях зоны Полесья. *Вісник аграрної науки*. 2001 № 4. С. 29–37.
191. *Перепелятников Г.П.* Основи загальної радіоекології: моногр.. Київ: Атіка, 2012. 440 с.
192. *Перепелятников Г.П.* Радіоекологічне обґрунтування раціонального ведення рослинництва при забрудненні території радіоактивними викидами після ядерних і радіаційних інцидентів: автореф. дис. д-ра біол. наук: 03.00.01. КНУ ім. Тараса Шевченка. Київ, 2012. 44 с.
193. *Писаренко В.Н., Писаренко П.В., Писаренко В.В.* Действие ионизирующего излучения на сельскохозяйственные растения и мероприятия по уменьшению содержания радионуклидов в продукции растениеводства. *Агроэкология*. 2008. С. 82–89.
194. *Подолинский С.А.* Труд человека и его отношение к распределению энергии. *Ноосфера*. Москва, 1991. 86 с.

195. Подольська В.О., Яриш О.В. Фінансовий аналіз: навч. посібн. Київ: Центр навчальної літератури, 2007. 488 с.
196. Положення (стандарт) бухгалтерського обліку «Звіт про фінансові результати» затверджено наказом МінФін України» від 31.03.99 р. № 87. *Все про бухгалтерський облік*. 2005. № 13. С. 1–13.
197. Петренко Л.Р., Капитик М.В., Вітвіцький С.В., Богданович Р.П. Практикум з ґрунтознавства. Київ: «ЦП «КОМПРИНТ», 2011. 380 с.
198. Пристер Б. С., Омеляненко Н.П., Перепелятнікова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС. *Почвоведение*. 1990. № 10. С. 51–60.
199. Пристер Б.С., Перепелятнікова Л.В., Кашипаров В.А., Лазарев Н.М., Калиненко Л.В. Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве в ранние и отдаленные периоды после аварии на ЧАЭС. *Вісник аграрної науки*. 1999. № 5. С. 5–11.
200. Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятнікова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС. *Почвоведение*. 1990. № 10. С. 51–60.
201. Пристер Б.С., Хомутинин Ю.В., Перепелятнікова Л.В. Оценка «гарантированных» коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы: сб. науч. тр. УНИИСХР. *Проблемы сельскохозяйственной радиологии*. Київ, 1991. С. 132–141.
202. Пристер Б.С., Перепелятнікова Л.В., Виноградська В.Д. та ін. Динаміка накопичення ¹³⁷Cs у сільськогосподарських культурах. *Науковий вісник Національного аграрного університету*. 2001. С. 51–56.
203. Пристер Б.С., Богданов Р.О., Перепелятнікова Л.С., Кашипаров С.О., Перепелятніков Р.П. Сільськогосподарські аспекти проблем реабілітації радіоактивно забруднених територій і радіаційного захисту населення. Національна доповідь України «20 років Чорнобильської катастрофи: погляд в майбутнє». Київ: Атіка, 2006. С. 95–112.
204. *Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006–2007 роки. Щорічна національна доповідь України*. Київ: Атіка, 113 с.
205. Палапа Н.В., Цибро Ю.А., Скрипник Г.Л., Сігалова І.О., Тамір Б.А., Гнатів Н.Б. Проблемні аспекти розвитку українського села. Т. II. *Наукові основи сталого розвитку агроecosистем України. Екологічна безпека агропромислового виробництва*; за ред. О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2012. С. 144–156.
206. Балюк С.А., Лисовой Н.В., Медведев В.В., Трусовецкий Р.С. Проблемы воспроизводства рыночных отношений в Украине. *Науковий вісник НАУ*. 2008. С. 42–47.
207. Радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Чернігівської

- області та заходи щодо зниження її негативної дії: метод. рекомендації. Київ: Аграрна наука, 1998. 77 с.
208. *Ратошнюк В.І., Ратошнюк Т.М.* Стан родючості та застосування агро меліоративних заходів на радіоактивно забруднених землях. *Землеробство*. 2004. Вип. 76. С. 57–64.
 209. *Раціональне використання ґрунтових ресурсів і відтворення родючості ґрунтів: організаційно-економічні, екологічні й нормативно-правові аспекти: колективна моногр.; за ред. С.А. Балюка, А.В. Кучера.* Харків: Смугаста типографія, 2015. 432 с.
 210. *Реформування та розвиток підприємств агропромислового виробництва (посібник у питаннях і відповідях); за ред. П.Т. Саблука.* Київ: ІАЕ, 1999. 532 с.
 211. *Балюк С.А., Греков В.О., Лісовий М.В., Комариста А.В.* Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин у землеробстві України різних рівнів управління. Харків: КП «Міська друкарня», 2011. 30 с.
 212. *Райчук Л.А.* Роль лісових екосистем у формуванні доз опромінення населення Українського Полісся: автореф. дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16. Нац. акад. аграр. наук України, Ін-т агрокол. і природокористування. Київ, 2012. 20 с.
 213. *Бондарь Ю.И., Шманий Г.С., Ивашкевич Л.С., Сулямова В.В.* Роль органического вещества в перераспределении радионуклидов. *Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий: тез. докл. междунар. рабочего совещ. по Чернобыльской экологической исслед. сети. М-во по чрезвычайным ситуациям.* ЮНЕСКО, Акад. наук. Беларуси. Минск, 1995. С. 35.
 214. *Ромащенко М.І.* Концептуальні засади формування біоенергетичних агроекосистем. *Вісник аграрної науки*. 2015. № 7. С. 9–13.
 215. *Русан В.М.* Економічно-екологічний механізм раціонального сільськогосподарського землекористування. *Економіка АПК*. 2006. № 4. С. 31–37.
 216. *Русан В.М.* Економіка раціонального сільськогосподарського землекористування: моногр. Київ: ННЦ ІАЕ, 2009. 200 с.
 217. *Савицька Г.В.* Економічний аналіз діяльності підприємства: навчальний посібник. 2-ге вид., випр. і доопрпц. Київ: Знання, 2005. 662 с.
 218. *Свентицкий И.И.* Экологическая биоэнергетика растений и сельскохозяйственное производство. Пушино, 1982. 220 с.
 219. *Сдобников С.С.* Роль органических удобрений в повышении плодородия в интенсивном земледелии: плодородие почв и пути его повышения. Москва: Колос, 1983. С. 146–153.
 220. *Синюков М.И., Фефелов М.И.* и др. Нечерноземная зона РСФСР: экономические проблемы развития сельского хозяйства. Москва: Экономика, 1980. 278 с.

221. *Бібішев Д.Н., Герасименко О.В., Корольов О.А., Рабчук В.Л.* Системні аспекти організації управління національною економікою. Стратегічна панорама. Київ: РНБОУ «Академпрес», 1998. № 3–4. С. 105–112.
222. *Скрипчук П.М.* Екологічний аудит територіально господарських систем. *Економіка України* 20. № 11. С. 76–91.
223. *Скрипчук П.М.* Організаційно-економічні основи запровадження екологічних стандартизації і сертифікації: моногр. Рівне: НУВГП, 2010. 265 с.
224. *Скрипчук П.М.* Організаційно-економічні засади екологічної сертифікації в системі управління природокористування: моногр. Рівне: НУВГП, 2012. 336 с.
225. *Скрипчук П.М.* Прикладные аспекты в трансформации аграрного и лесохозяйственного природопользования. *Экология. Природопользование. Экономика: междунар. конф. Научный вестник МГУ.* 2013. № 11 (44). С. 253–259.
226. *Скрипчук П.М.* Теоретичні засади екологічної сертифікації території. *Стандартизації, сертифікація, якість території.* 2007. № 2. С. 28–36.
227. *Соколенко С.И.* Современные мировые рынки и Украина. Київ: Демос, 1995. 355 с.
228. *Соколовский А.Н.* Избранные труды. Київ: Урожай, 1971. 268 с.
229. *Соловйов В.П., Кореняко Г.І., Головатюк В.М.* Інноваційний розвиток регіонів: питання теорії та практики. Київ: Фенікс, 2008. 224 с.
230. *Сохніч А.Я.* Проблеми використання охорони ґрунтів в умовах ринкової економіки: моногр. Львів: НВФ «Українські технології», 2012. С. 252.
231. *Сохніч А.Я., Тібілова Л.М.* Ландшафтно-екологічні аспекти управління земельними ресурсами. *Економіка АПК.* 2006. № 5. С. 24–29.
232. *Статистична інформація:* <http://www.ukrstat.gov.ua/>
233. *Статистичний щорічник України за 2008 рік.* Державний комітет статистики України. Київ: ДП «Інформаційно-аналітичне агенство», 2009. 568 с.
234. *Степаненко С.І.* Про визначення рівня конкурентоспроможності переробних підприємств. *Економіка АПК.* 2001. № 5. С. 56–60.
235. *Степанова Є.І., Колпаков І.Є.* Біоелектрична активність м'язової тканини і деякі особливості внутрішньоклітинного метаболізму у дітей, які проживають на радіоактивно забруднених територіях. *Лікарська справа (Врачебное дело).* 2005. № 5–6. С. 71–76.
236. *Стешенко В., Рудницький О., Хомра О., Стефанівський А.* Демографічні перспективи України до 2026 р. Київ, 1996. С. 56–57.
237. *Ступенко О.В.* Щодо реабілітації радіоактивно забруднених земель. *Вісник аграрної науки.* 2010. С. 87–89.

238. Сукачев В.Н. Растительный покров Европейского Лесостепья. *Вопросы географии*. 1951. № 24. С. 17–21.
239. Сучасна демографічна ситуація в Україні: проблеми, перспективи, шляхи поліпшення (науково-аналітична доповідь). Київ: Ін-т демографії та соціальних досліджень НАН України, 2007. 60 с.
240. Булигін С.Ю., Бондар О.І., Дутов О.І. та ін. Сучасний етап мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи. *Вісник аграрної науки*. 2012. № 7. С. 54–57.
241. Тамір Б.А. Агроекологічний стан селітебних територій Житомирської області. *Агроекологічний журнал*. 2014. № 4. С. 110–114.
242. Тараріко Ю.О. Формирование устойчивых агроэкосистем. Київ: ДИА, 2007. 560 с.
243. Тараріко Ю.О. Методика біоенергетичного оцінювання систем землеробства. Київ: Аграрна наука, 2013. 40 с.
244. Ткачук С.А. Эффективное использование земельных ресурсов: вопросы управления земельными ресурсами. Москва: Экономика, 1983. 80 с.
245. Трохлюк Т.М. Формування аспектів екологізації агровиробництва у зоні Полісся України. Зелена економіка. Зелені інвестиції. Зелений туризм: матеріали II Міжнар. форуму (м. Одеса, НАН України, 25–26 вересня 2014 р.). Ін-т проблем ринку та екон.-екол. дослід. Одеса: Пальміра, 2014. С. 187–189.
246. Феценко В.П., Кучма М.Д., Дутов О.І., Паньковська Г.П. Рекомендації. Технологічний проект по організації сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях на прикладі ДГ «Грозинське» Коростенського району Житомирської області. Житомир, 2010. 60 с.
247. Феценко В.П. Елементи мінімалізації радіоактивного забруднення. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 201–204.
248. Дем'яненко М.Я., Лузан Ю.Я., Саблук П.Т., Скупий В.М. та ін. Фінансовий словник-довідник; за ред. М.Я. Дем'яненка. Київ: ІАЕ УААН, 2003. 555 с.
249. Формування біоенергетичних агроекосистем в зоні Полісся України: рекомендації. Науково-технологічне забезпечення аграрного виробництва Лівобережного Полісся. Київ: ДІА, 2012. 248 с.
250. Фурдичко О.І., Лавров В.В., Коніщук В.В. Агроекологічні аспекти охорони навколишнього природного середовища на засадах збалансованого розвитку. *Агроекологічний журнал*. 2010. № 2. С. 5–11.
251. Фурдичко О.І. Агроекологія: моногр. Київ: Аграрна наука, 2014. 400 с.
252. Фурдичко О.І. Агросфера – об'єкт досліджень агроекології. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 6. С. 12–14.
253. Фурдичко О.І., Дем'янюк О.С. Еколого-економічні особливості ви-

- користання природних ресурсів в аграрному виробництві України. *Агроекологічний журнал*. 2013. № 3. С. 7–13.
254. *Фурдичко О.І.* Економічні основи збалансованого розвитку агросфери в контексті Європейської інтеграції України: моногр. Київ: ДІА, 2014. 436 с.
255. *Фурдичко О.І., Кучма Н.Д., Паньковська Г.П.* Завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених територіях. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 21–26.
256. *Фурдичко О.І.* Збалансоване природокористування в агросфері – основа сталого розвитку агропромислового виробництва. *Збалансоване природокористування*. 2012. № 1. С. 11–18.
257. *Фурдичко О.І., Ковалів О.І.* Збалансовані еколого-економічні та соціальні інтереси – основа якості життя і здоров'я людини. *Агроекологічний журнал*. 2013. № 4. С. 7–12.
258. *Фурдичко О.І., Кучма М.Д., Паньковська Г.П.* Пріоритетні напрями наукового забезпечення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 21–26.
259. *Фурдичко О.І., Дем'янюк О.С.* Якість і безпечність сільськогосподарської продукції в контексті продовольчої безпеки України. *Агроекологічний журнал*. 2014. № 1. С. 7–12.
260. *Хвесик М.А.* Еколого-економічні проблеми охорони і воспроизводства водних ресурсів в умовах інтенсивного техногенного впливу (на прикладі України): дис. д-ра екон. наук: 08.00.19. АН України, Совет по изучению производ. сил Украины. Київ, 1992. 514 с.
261. *Ходаківська О.В.* Економічні та екологічні аспекти землекористування на радіоактивно забруднених територіях України. *Землеустрій і кадастр*. 2007. № 1. С. 73–79.
262. *Чернобыльская катастрофа*; под. ред. В.Г. Барьяхтара. Київ: Наукова думка, 1995. 559 с.
263. *Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Ландін В.П., Пісковий Ю.М.* Особливості радіоактивного забруднення лісових екосистем Українського Полісся та прогностичне моделювання міграції ¹³⁷Cs. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 37–42.
264. *Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Ландін В.П., Пісковий Ю.М.* Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження. *Агроекологічний журнал*. 2011. № 1. С. 37–42.
265. *Чогут П.І.* Определение эколого-экономической эффективности использования сельскохозяйственных земель. *Вестник ВГУ. Сер. Экономика и управление*. 2005. № 2. С. 74–78.

266. *Чорний Г.М.* Управління: концептуальні засади національного менеджменту: моногр. Київ: ННЦ «ІАЕ», 2005. 102 с.
267. *Шецула Л.О.* Економічний стан ґрунтів та виробництво сільськогосподарської продукції. *Економіка АПК*. 2003. № 12. С. 57–61.
268. *Шильников И.А., Лебедева Л.А.* Известкование почв. Москва: Агропромиздат, 1987. 172 с.
269. *Шпичак О.М., Боднард О.В.* Енергетичний підхід щодо оцінки трансформації в сільському господарстві через призму фізіократичних поглядів у контексті інноваційних процесів. *Економіка АПК*. 2015. № 10. С. 15.
270. *Янчук В.М., Колодницький М.М., Ковальчук А.М.* та ін. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природніх екосистемах: міждисциплінарний аналіз проблеми. Т. 2. Житомир: ЖІТІ, 2002. 224 с.
271. Ясковець І.І., Райчук Л.А., Ландін В.П. Дозові навантаження жителів Українського Полісся за рахунок зовнішнього опромінення. *Двадцять п'ять років чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: між нар. конф.* 20–22 квітня 2011 р.: тези доповідей. Київ, 2011. С. 245–246.
272. *Ясковець І.І., Оніщук В.А., Прокопенко Л.А., Перетятко Є.Є.* та ін. Особливості моделювання міграції радіонуклідів у критичних екосистемах на прикладі приватних господарств. Екологія: Проблеми адаптивно-ландшафтного землеробства: Доповіді Міжнар. конф., м. Житомир, 16–18 червня 2005 р. Житомир, 2005.
273. *Яцук А.В.* Экологические основы рационального водопользования. Київ: Генеза, 1997. 628 с.
274. *Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Muller F.* (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34:1-32 (2014). BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.) 2013: Wasserfakten im Überblick.
275. *Chobotko G., Raychuk L., Shvidenko I., McDonald I.* The issue of radioactive contamination in context of ecosystem services development. *Agricultural science and practice*. 2016. № 3. P. 48–53.
276. *Claus B., Claus B., Grahmann B., Hormann V.* et al. ⁹⁰Sr – transfer factors for rye in podzolic soils: dependence on soil parameters. *Radiat. Environ. Biophys.* 1990. Vol. 29. P. 241–245.
277. *Cristaldi M., Ieradi L., Mascanzoni D., Mattei T.* (1991). Environmental impact of the Chernobyl accident: Mutagenesis in bank voles from Sweden. *Int J. Radiat Biol.* 59(1). P. 31–40.
278. *Fesenko S.V., Sanzharova N.I., Spiridonov S.I., Alexakhin R.M.* Dynamics of Cs Bioavailability in a Soil-Plant System in Areas of the Chernobyl Nu-

- clear Power Plant Accident Zone with a Different Physico- chemical Composition of Radioactive Fallout. *J. of Environmental Radioactivity*. 1996. Vol. 34. № 3. P. 287–313.
279. *Energy, Electricity and Nuclear Power Estimates for the Period up to 2030*. Vienna, International Atomic Energy Agency. 2008. 53 p.
280. *Fernando P., Carvalho, João M. Oliveira, M. Malta, M. Eugénia Lemos. Carvalho*. Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J. Radioanal Nucl Chem*. 2014. 299. P. 119–125.
281. *Haines-Young R., Potschin, M.* (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EE A/IE A/09/003. URL: <http://www.cices.eu> and spread sheet, Download: 13.06.2014.
282. *Kohn M., Zaborowski W., Janicka K., Khmelko V., Mach B.W., Paniotto V., Slomczynski K.M., Heyman C., Podobnik B.* Structural location and personality during the transformation of Poland and Ukraine. *Social Psychology Quarterly*, 2008. P. 364–385.
283. *MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC. 2005; 245 p.
284. *Maes, J. et al.* (2013): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg. URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAE_SWorkingPaper2013.pdf
285. *Maes J. et al.* (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. European Commission, Publications Office, Technical Report 2014-080. URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndM_AESWorkingPaper.pdf
286. *Schneider M., Froggatt A., Hazemann J., Katsuta T. et al.* The World Nuclear Industry Status Report. Paris, London. 2015. 201 p.
287. *Schweppe-Kraft B.* (2013): Europäische Biodiversitätsstrategie, Ziel 2 - Maßnahme 5: Neue Impulse für die Landschaftsplanung. BBN-Mitteilungen 2013, Bundesverband Beruflicher Naturschutz e.V., Bonn.
288. *Giri S., Singh G., Jha V.N., Tripathi R.M.* (2011). Risk assessment due to ingestion of natural radionuclides and heavy metals in the milk samples: a case study from a proposed uranium mining area, Jharkhand. *Environ Monit Assess*. 175. P. 157–166.
289. *Steshenko V.* Demografichna kriza v Ukraini. (Demographic crisis in Ukraine). Kyiv: National Academy of Science of Ukraine, Institute of Economics, 2001.

290. *Environmental U.S.* Protection Agency. Radionuclides (Including Radon, Radium and Uranium). National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC. 2007.
291. UNDP (2003). Ukraine Human Development Report. Kyiv: UNDP. 103 p.
292. *Von Haaren C., Albert C., Barkmann J., de Groot R.S.* et al. (2014) From Explanation to Application: Introducing a Practice-Oriented Ecosystem Services Evaluation (PRESET) Model Adapted to the Context of Landscape Planning and Management. *Landscape Ecology*, Vol. 29. P. 1335–1346.
293. *World's Worst Pollution Problems* (2015). *The New Top Six Toxic Threats: A Priority List for Remediation*. New York. 2015. 70 p.
294. *World's Worst Pollution Problems Report* (2010). *Top Six Toxic Threats*. New York. 2010. 76 p.
295. *Yablokov A.* (2014). A review and critical analysis of the Effective dose of radiation. concept, part II-an approach to an objective assessment of human radiation risk. *J. of Health Pollution*. 4(7). P. 62–74.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

ЛАНДІН Володимир Петрович
ЧОБОТЬКО Григорій Михайлович
ТАРАРІКО Михайло Юрійович
РАЙЧУК Людмила Анатоліївна
ШВИДЕНКО Ірина Костянтинівна

**ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ
ЗАСАДИ РЕАБІЛІТАЦІЇ**
радіоактивно
забруднених
земель
ПОЛІССЯ

Редактори: *Т.В. Пономарьова, І.М. Баланчук*
Комп'ютерна верстка та дизайн обкладинки *І.Г. Хорошого*
Коректор: *Л.П. Захарченко, А.О. Гмир*

Підписано до друку 29.12.2018 р. Формат 60×84 ¹/₁₆.
Папір офс. Гарнітура «Таймс». Друк цифр.
Ум. друк. арк. 12,09. Обл.-вид. арк. 15,9.
Наклад 300 пр. Зам. №

Державне видавництво «Аграрна наука» НААН
Свідоцтво про державну реєстрацію № 4116 від 21.07.2011 р.
вул. Васильківська, 37, Київ, 03022
Тел. (044) 257-85-27
e-mail: agramanauka@ukr.net