

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Economic Analysis and Environmental Assessment // Environmental Assessment Sourcebook Update. Міжнародний банк реконструкції й розвитку/Всесвітній банк, 1998, № 2.
2. Третяк А.М., Другак В.М., Третяк Н.А. Теоретико-методологічні засади оцінки вартості землекористування територій природно-заповідного фонду як інструменту прийняття управлінських рішень. Земельне право України. № 3, 2011, с. 7-13.
3. Третяк А.М. Методика оцінки вартості землекористування територій природно-заповідного фонду як інструменту прийняття управлінських рішень. Природно-ресурсний потенціал збалансованого (сталого) розвитку України: мат. міжн. наук. практ. конф. (Київ, 19-20 квітня 2011 р.): Центр екологічної освіти та інформації, 2011. т. 1. 441 с. С. 242-247.

УДК 332.2

Лукіша В.В. (Україна, Київ)

**МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ФОРМУВАННЯ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ЕКОЛОГО - ЕКОНОМІЧНОГО ОЦІНЮВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ**

**Постановка проблеми.** Загальновизнаним є тренд погіршення стану агроєкосистем: за останню чверть століття лише середній вміст гумусу в ґрунтах України зменшився з 3,5 до 3,1%, а приріст еродованої ріллі досяг 60 – 80 тис. га на рік. За оцінками екологів частка сільського господарства в забрудненні довкілля сягає 50%, тому проблеми агроєкології є надзвичайно актуальними.

Серед методів екологічного регулювання сільськогосподарської діяльності (адміністративні, правові, економічні) в умовах ринку економічні визнаються найбільш ефективними. Проте формування економічного механізму регулювання сільськогосподарської діяльності стримується відсутністю методів оцінювання впливу сільськогосподарської діяльності на земельні ресурси при проведенні екологічного аудиту чи експертизи проектів. Аналіз досліджень з даної проблеми свідчить про відсутність системного підходу та акцентуванні їх на окремих екологічних аспектах. В теорії і практиці оцінювання антропогенного впливу на навколишнє середовище перспективним напрямом вважається застосування оціночних моделей, які дозволяють охопити широкий спектр еколого-економічної взаємодії між чинниками і наслідками впливу.

**Метою** наших досліджень є розроблення підходів до формування моделей для еколого-економічного оцінювання сільськогосподарського землекористування.

**Результати**

В екології використовують практично всі сімейства моделей: вербальні, динамічні, матричні, стохастичні, багатовимірні, оптимізаційні [1]. Теорія математичного моделювання визначає існування двох основних типів моделей для опису процесів, явищ. Для структурованих систем використовують нормативні моделі, а для слабо структурованих та неструктурованих систем – дескриптивні (описові) моделі, призначені для визначення і пояснення чинників або прогнозу їх поведінки.

Агросферу, як агроєкосистему найвищого ієрархічного рівня можна визначити як слабо структуровану дифузну систему, в якій можна виокремити окремі структуровані підсистеми. До структурованих підсистем можна віднести природні та напівприродні, наприклад, ліси, болота та деякі антропогенні - системи ползахисних насаджень, меліоративні системи тощо.

Неструктуровані системи – це переважно економічні, в яких зв'язки не детерміновані (управлінські рішення, попит і пропозиція на ринку сільськогосподарської продукції, економічний ефект від землекористування тощо).

Таким чином, для опису поведінки агроєкосистем, підсистем та їх елементів можна застосовувати як нормативні, так і дескриптивні моделі.

Дослідження вітчизняного сільськогосподарського землекористування свідчать про неоднозначність впливу сільськогосподарської діяльності на земельні ресурси: він може мати негативний, нейтральний чи позитивний напрям, цілком узгоджений з діалектичним законом переходу кількісних змін в якісні та законом заперечення заперечення. Джерелом невизначеності, або наявності протилежних ознак (амбівалентності) є по-перше, недостатність наших знань щодо реакції ресурсу на антропогенний вплив. Так, внесення азотних добрив в оптимальних дозах у визначеному часовому вимірі дає позитивний економічний ефект для суб'єкта господарювання, проте при збільшенні одномоментних доз спричиняє забруднення ґрунтів з подальшою міграцією нітратів у водні об'єкти та по трофічних ланцюгах. Безполіцева оранка має ряд переваг перед поліцевою (економія енергії, протиерозійна стійкість ґрунту), проте зменшує коефіцієнт гуміфікації рослинних рештків, хоча і це твердження не можна сприймати однозначно для різних агроценозів. В таких умовах надання пріоритету внесенню лише органіки при повній відмові від застосування мінеральних добрив супроводжується фульватизацією гумусу [3]. Будівництво протиерозійних валів-терас на схилах затримує поверхневий стік та припиняє міграцію седиментів в межах водозборів, проте підвищує диференціацію вологозабезпечення та трофності в просторовому вимірі.

По-друге, джерелом невизначеності є слабка структуризація поведінки суб'єкта впливу, оскільки земельні ресурси в ході реформування розпорочені серед більш як 53 тис. підприємств, з яких 68% мають середню площу всього 29,3 га [2]. З іншого боку, запровадженню ефективних методів господарювання, зокрема,

сівозмін, в агрохолдингах з обсягами землекористування (оренди) в десятки та сотні тисяч гектарів стримується короткостроковістю оренди земель.

Оціночні моделі мають відображати порівняльні характеристики еколого-економічної взаємодії, можуть мати різні «точки опори» (базис для порівняння):

- оптимальні, або науково обґрунтовані значення показників (індикаторів);
- середні значення індикаторів, досягнуті в адміністративному утворенні в певному часовому інтервалі;
- значення індикаторів, зафіксовані при попередньому аудиті.

Моделі еколого - економічного оцінювання сільськогосподарського землекористування мають бути сформовані із двох зустрічних каналів взаємодії:

1) залежність економічних результатів сільськогосподарської діяльності від екологічного стану земельних ресурсів;

2) залежність екологічного стану земельних ресурсів від результатів економічної діяльності.

В першому каналі зміна екологічного індикатора під впливом сільськогосподарської діяльності спричиняє зміну економічного, який включає:

- інтернальні витрати суб'єкта господарювання на підтримання гомеостазу агроєкосистем;
- екстернальні витрати реципієнтів та суспільства для нейтралізації наслідків впливу сільськогосподарської діяльності;
- споживчу вартість природних ресурсів;
- ефективність використання природного ресурсу (створена додана вартість, рентабельність виробництва, продуктивність праці тощо).

В другому каналі зміна економічної складової (природоохоронних витрат) спричиняє зміну екологічних параметрів природних ресурсів, наприклад підвищення екологічної стійкості агроєкосистем.

Природоохоронні витрати у своєму складі мають:

- поточні витрати на попереджувальні протиерозійні заходи, сівозміни, добрива;
- інвестиційні витрати (землепорядкування з впровадженням контурно-меліоративної організації території, гідротехнічна меліорація, лісомеліорація).

На нашу думку, для оцінювання впливу сільськогосподарської діяльності на стан земельних ресурсів можна застосовувати 2 типи моделей:

1) моделі, в яких параметри формуються на основі ідентифікації результатів діяльності суб'єкта господарювання, тобто стан еколого - економічних систем в певному часовому інтервалі;

2) моделі, в яких параметри (елементи, складові) формуються на основі прогнозних оцінок, тобто ймовірних значень стану еколого – економічних систем як результат управлінських рішень.

Виходячи з базисного стану агроєкосистем, рівня менеджменту, інвестиційних можливостей, екологічних та економічних ризиків, стану інноваційного середовища, вважаємо за можливе для формування оціночних моделей застосовувати чотири критерії, а саме:

- 1) максимізації економічного ефекту і компромісу з екологічним ефектом;
- 2) компромісу між економічними і екологічними ефектами;
- 3) максимізації економічного і максимізації екологічного ефектів;
- 4) мінімізації економічного і максимізації екологічного ефекту.

Перший критерій доцільно застосовувати для оцінювання впливу в еколого -економічних системах агросфери, в яких ринок визначає ефективність господарювання: інтенсивні технології забезпечують максимальний економічний ефект при екологічних обмеженнях, при яких продукція за рівнем забруднення має допустимі екологічні параметри;

Другий критерій доцільно застосовувати для оцінювання діяльності господарств з екстенсивним виробництвом при обмежених інвестиціях в основний і оборотний капітал. Помірний економічний ефект в таких еколого-економічних системах органічно взаємодіє з достатньо вираженим екологічним.

Третій критерій доцільно застосовувати для умов, коли економічний результат може синергетично взаємодіяти з екологічним (КМОТ, система лісосмуг та протиерозійних споруд, екомережа локального рівня, сівозміни, мінімальний та нульовий обробіток ґрунту, граничні обмеження в застосуванні синтетичних пестицидів і агрохімікатів тощо). В цьому випадку господарська діяльність створює базис для вдосконалення структури агроєкосистем, які за своїми функціями та стійкістю наближені до природних і мають максимальну продуктивність;

Четвертий критерій доцільно застосовувати для оцінювання діяльності суб'єктів господарювання, що виробляють екологічно чисту продукцію. Мінімальний економічний ефект можна отримати за рахунок якості продукції, та відповідної цінової політики, а максимізація екологічних обмежень має забезпечити виробництво екологічно чистої продукції.

Відповідно до критеріїв еколого - економічного оцінювання впливу на ресурси важливо сформувати систему екологічних та економічних показників, як конкретних виразників критеріїв і носіїв інформації про зміну станів еколого-економічної підсистеми.

Для формування оціночних моделей нами, нами розроблено систему із 26 екологічних та економічних показників, зведених в 4 групи (проекції) :

1) Екологічні показники, що відображають структуру угідь та якісний склад елементів агроландшафту як функцію організації землекористування господарства (району);

- 2) Екологічні показники, що відображають якісний стан ґрунтового середовища, як функцію технологій рослинництва;
  - 3) Показники, що відображають інвестиційну діяльність суб'єкта господарювання, спрямовану на оптимізацію сільськогосподарського землекористування;
  - 4) Показники, що відображають економічну та соціальну ефективність землекористування.
- Верифікація моделей на прикладі модельного господарства засвідчила перспективність запропонованої методології еколого-економічного оцінювання впливу сільськогосподарської діяльності на земельні ресурси агросфери стосовно господарств усіх форм власності та користування.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Джефферс Дж. Введение в системный анализ: применение в экологии / Пер. с англ. – М.: Мир, 1981. – 387с.
2. Підлісецький Г. Економічні проблеми технічного забезпечення сільського господарства //Економіка України. - 2008.-№11.– с.96-99.
3. Танчик С.П., Цюп О.А., В'ялий С.О. Розвиток органічного землеробства в Україні//Вісник аграрної науки. – 2009. - №1. – С.11-15.

УДК 504.064

**Захаркевич І.В., Запольський А.К.(Україна, Київ)**

#### **РАДІОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПІДЗЕМНИХ ВОД ЖИТОМИРЩИНИ**

Радіоактивне забруднення довкілля – неминучий чинник атомного століття. Особливо значне радіоактивне забруднення біосфери відбувається при аварійних ситуаціях (наприклад, катастрофа на ЧАЕС в 1986 році чи землетрус й виникненні цунамі в Японії в 2011 році).

Одним з негативних наслідків використання ядерної енергії є прогресуюче радіоактивне забруднення довкілля. Багаточисельними дослідженнями встановлено, що кінцевою ланкою міграції радіонуклідів є водні екосистеми.

Водна оболонка біосфери є найважливішим депо надходження і захоронення природних і штучних радіонуклідів. При осіданні радіонуклідів з атмосфери за інших однакових умов значна частина радіонуклідів потрапляє на дзеркало води [1-4].

Підземні води можуть забруднюватися радіоактивними опадами за умови потрапляння останніх у водоносний горизонт у твердому, колоїдно-дисперсному чи розчиненому стані.

Вельми небезпечний вміст у воді, навіть при дуже малих концентраціях, радіоактивних речовин, що викликають радіоактивне забруднення. З великої кількості нуклідів, які утворюються під час ядерного вибуху, тільки три:  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ , переходячи в розчин і проникаючи через породи зони аерації, можуть забруднювати підземні води. Сюди можна віднести і тритій ( $^3\text{H}$ ), який утворюється тільки за певних умов [5, 6].

Житомирська область відноситься до районів, у межах яких перший від поверхні водоносний горизонт не захищений від забруднення радіоактивними речовинами.

Першим, негативно впливаючим на захищеність ґрунтових вод фактором є слабкий поверхневий стік атмосферних опадів і відкритих водотоків, обумовлений одноманітним плоским рельєфом. Другим фактором, що сприяє забрудненню ґрунтових вод, є кліматичні умови [5].

Моніторинг вмісту радіонуклідів у підземних водах здійснювали за трьома водоносними комплексами – четвертинним (свердловини), еоценовим (водозабір ЧАЕС, м. Прип'ять) та сеноман-нижньокрейдовим (водозабір м. Чорнобиль та міський водопровід). Забруднення еоценового та сеноманнижньокрейдового комплексів достовірно не зафіксоване. Концентрація  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у воді водозаборів ЧАЕС та м. Чорнобиль не перевищувала  $10 \text{ Бк/м}^3$  (допустимі рівні для питної води становить  $2000 \text{ Бк/м}^3$ ).

Суттєвими локальними джерелами радіоактивного забруднення підземних вод четвертинного водоносного комплексу залишаються пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) [7, 8]

Впродовж 2001-2002 рр. на території Житомирщини було проаналізовано понад 40 зразків води артезіанських свердловин. За даними досліджень питома активність  $^{222}\text{Rn}$  коливалася від 2,0 до  $347 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , питома активність  $^{226}\text{Ra}$  – від 0,005 до  $3,6 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , питома активність  $^{228}\text{Ra}$  – від 0,004 до  $0,3 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , а питома активність  $^{235}\text{U}$  від 0,002 до  $2,2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  [9].

Після аварії на Чорнобильській АЕС в зону радіоактивного забруднення потрапило 9 районів Житомирської області: Володарськ-Волинський, Ємільчинський, Коростенський, Лугинський, Малинський, Новоград-Волинський, Народицький, Овруцький, Олевський. Гострою проблемою районів, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок катастрофи є забезпечення населення якісною питною водою, оскільки в підземних водах спостерігається значний вміст заліза та радону.

Радіоактивне забруднення ґрунтових вод у досліджуваних районах обумовлене, в основному, наявністю в них  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  та урану. Цезій-137 і стронцій-90, як аварійні забрудники, можуть визначати забруднення води лише локально і лише поверхневих джерел. Якість питної води на сьогоднішній день на Житомирщині за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  відповідає вимогам ГН 6.6.1.1-130-2006 [10, 11]. Питома активність  $^{222}\text{Rn}$