

**БІЛОЦЕРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ  
АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
Кафедра екології та біотехнології**

**В. П. Новицький**



**Мисливські ресурси агроландшафтів України:  
стан та проблематика управління  
(на прикладі лісостепової зони)**

**МОНОГРАФІЯ**

**Київ  
2020**

---

УДК 574.3:574.4:639.1.02:639.1.053

**Рецензенти:**

**Мельниченко Олександр Миколайович** – доктор сільсько-господарських наук, професор, декан екологічного факультету Білоцерківського національного аграрного університету.

**Ландін Володимир Петрович** – доктор сільськогосподарських наук, Заслужений природоохоронець України, завідувач сектору природокористування та реабілітації Інституту проблем безпеки атомних електростанцій НАН України.

**Чайка Володимир Миколайович** – доктор сільсько-господарських наук, професор, завідувач кафедри екології агросфери та екологічного контролю Національного університету біоресурсів і природокористування України.

*Рекомендовано до видання Вченою радою Білоцерківського національного аграрного університету*

**Новицький В. П.**

Мисливські ресурси агроландшафтів України: стан та проблематика управлінням (на прикладі лісостепової зони) : монографія / В. П. Новицький. – Київ : УкрДГРІ, 2020. – 221 с.

У монографії висвітлено сучасний літературний огляд проблематики та результати науково-аналітичних досліджень еколого-ресурсного стану ценопопуляцій осілих видів польової мисливської фауни у розрізі природно-сільськогосподарського районування Лісостепу України, здійснено порівняльну оцінку і запропоновано організаційно-правові інструменти оптимізації їх управлінням.

УДК 574.3:574.4:639.1.02:639.1.053

© Новицький В.П.

© Білоцерківський національний аграрний університет

---

## З М І С Т

<b>Передмова</b>	<b>4</b>
<b>§ 1. Природно-сільськогосподарська оцінка агроландшафтів як середовища існування мисливської фауни</b>	<b>6</b>
<b>§ 2. Господарське значення, біологічні особливості та еколого-ресурсний стан осілих угруповань</b>	<b>16</b>
<b>Заєць сірий (<i>Lepus europaeus</i> Pallas)</b>	<b>18</b>
<b>Лисиця звичайна (<i>Vulpes Vulpes</i> Linnaeus)</b>	<b>57</b>
<b>Єнотоподібний собака (<i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray)</b>	<b>74</b>
<b>Куріпка сіра (<i>Perdix perdix</i> Linnaeus)</b>	<b>90</b>
<b>Фазан звичайний (<i>Phasianus colchicus</i> Linnaeus)</b>	<b>107</b>
<b>§ 3. Проблеми та організаційно-правові аспекти управління мисливськими ресурсами в агроландшафтах України і зарубіжжя</b>	<b>121</b>
<b>§ 4. Узагальнення результатів досліджень</b>	<b>172</b>
<b>Перелік умовних позначень, скорочень і термінів</b>	<b>183</b>
<b>Список використаних джерел</b>	<b>186</b>

## **ПЕРЕДМОВА**

Ключовою причиною занепаду вітчизняного мисливського господарства вважаю його знаходження впродовж останніх трьох десятиліть під управлінням непрофільних державних інституцій. Адже, у питомій структурі мисливських угідь України агроландшафти складають близько 70%, а доходи від реалізації дозволів на використання польової дичини є бюджет-формуєчими для цієї галузі. Так, лише виручка від організації полювання на зайця сірого в центральних областях може сягати 45% від усіх фінансових надходжень за рік, тоді як в південних – 60% і більше.

Інтенсивні антропогенні перетворення території Європи в минулому столітті спричинили істотне збіднення аборигенної фауни та призвели до формування її нових агломерацій за сучасним типом. Власне, у нашій державі перехід до високотехнологічних методів обробки ґрунту та сповідування монокультурного виробництва сільськогосподарської продукції майже остаточно ліквідували автохтонний дрібно мозаїчний ландшафт, що значно погіршило умови існування польових тварин. Як результат, основні фонові та, водночас, біоіндикаторні види, зокрема заєць сірий і куріпка сіра, були включені до Додатку III Бернської конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі (1979).

Донині мисливські ресурси агроценозів повсюдно зазнають бінарного антропогенного навантаження – за безпосереднього вилучення частини популяцій шляхом добування та внаслідок докорінної трансформації середовищ існування тварин у процесі сільськогосподарської діяльності, а відтак, потребують особливо кропітких організаційно-управлінських заходів з їх охорони, відтворення та раціонального використання.

Упродовж ХХ ст. вітчизняними і зарубіжними вченими регулярно висвітлювалися кількісний та якісний стани мисливських ресурсів у сільськогосподарських угіддях, оновлювалися переліки і обґрунтовувалися закономірності впливу різноманітних екологічних чинників, що лімітують їх чисельність, та узагальнювалися наслідки індустріалізації

аграрного сектора загалом. Разом з тим варто зазначити, упродовж останніх 30-ти років аут- та демекологічні дослідження мисливської фауни агроландшафтів України в господарському спектрі системно не проводилися, а цільові інструменти управління її угрупованнями не розроблялися.

Виходячи з вищевикладеного, у сільськогосподарських угіддях, які помітно домінують в Центральній Європі, моніторинг і екологічна оптимізація агроєкосистем стали ключовими передумовами охорони та планомірної експлуатації місцевих мисливських ресурсів. Тоді як в нашій державі, на жаль, вони до сих пір обмежуються недолугою охороною незначного поголів'я тварин з надією на подальше самовідновлення. Причиною цього слугує недооцінка владними структурами виняткових зоосозологічних функцій вітчизняного мисливського господарства та його ролі у розвитку національної економіки, про що зокрема можна судити з донині відсутніх в Україні профільних адміністративних і наукових інституцій, системи підготовки кадрів, державної концепції розвитку галузі і т.п.

Таким чином, аналіз еколого-ресурсного стану мисливської фауни українських агроландшафтів, на прикладі перехідної лісостепової зони, теоретичне обґрунтування та розробка екологічних засад охорони і раціональної експлуатації її регіональних угруповань, наразі постають ключовими передумовами для формування дієвих управлінських рішень.

## **Подяки**

*За всебічну підтримку в проведенні досліджень та підготовці монографії висловлюю щирі вдячності Абіну А.М., Білоусу В.М., Бондару М.О., Булді А.В., Грищенку С.М., Дебелій О.О., Дражевському В.В., Журавлю М.П., Коваль К.С., Ландіну В.П., Леоненку О.П., Маціборуку П.В., Мельнику О.В., Мельниченку О.М., Міняйлу А.А., Місніченко С.І., Наконечному І.В., Омеляну В.О., Салівону Р.С., Синчуку С.Ф., Смаголю В.М., Теличко Т.Ю., Червоному В.О., Шостаку А.С., колегам по Білоцерківському національному аграрному університету, Інституту агроєкології і природокористування НААН України, Всеукраїнській асоціації мисливців та користувачів мисливських угідь, Всеукраїнському видавництві «Полювання та риболовля», рідним та друзям.*

## § 1

### Природно-сільськогосподарська оцінка агроландшафтів як середовища існування мисливської фауни

Український лісостеп – ділянка європейської частини природної зони лісостепу в межах України. Із заходу на схід держави лісостепова зона простягається від Передкарпаття до західних відрогів Середньоросійської височини майже на 1 100 км через центральну її частину і, загалом, становить 202 тис. км<sup>2</sup> (20,2 млн га) або 34% від її площі. Понад 14,6 млн га території вітчизняного Лісостепу (72%) є мисливськими угіддями, з яких 81,5% (11,9 млн га) представлено агроландшафтами.

Північна межа Лісостепу збігається з південною межею зони мішаних лісів, а південна проходить уздовж умовної лінії між населеними пунктами Подільськ – Кропивницький – Кременчук – Красноград – Вовчанськ [203, 393]. Зона цілком охоплює Вінницьку і Черкаську області, більші частини Тернопільської, Полтавської, Харківської, Хмельницької, Сумської областей, південні закрайки Львівської, Волинської, Рівненської, Житомирської, Київської, Чернігівської областей, північні частини Одеської і Кіровоградської, а також частково Івано-Франківську і Чернівецьку області.

У зв'язку з неоднорідністю рельєфу, помітними відмінностями у кліматі і типах ґрунтів зона лісостепу України поділяється на наступні фізико-географічні провінції [203, 436]:

- Західноукраїнську – широколистяних лісів;
- Дністровсько-Дніпровську – лісостепових і лукоstepових височинних ландшафтів;
- Лівобережно-Дніпровську – лісостепових і лукоstepових низовинних ландшафтів;
- Середньоруську – лісостепових височин.

Сучасний Український лісостеп – це зона інтенсивної сільськогосподарської діяльності, урбанізації на базі промисловості, великих територіально-виробничих комплексів, переважного розвитку літніх видів оздоровчого і пізнавального відпочинку [204]. З огляду на це, районування Лісостепу України здійснюють також комплексно, з урахуванням природних умов і агробіологічних вимог сільськогосподарських культур,

поділяючи її на три природно-сільськогосподарські провінції [203, 436, 169]:

- Лісостепова Західна (ЛС-1);
- Лісостепова Правобережна (ЛС-2);
- Лісостепова Лівобережна (ЛС-3).

Переважаючу частину лісостепової зони складають території з лучно-степовими низовинними (ЛС-3), лучно-степовими височинними розчленованими та терасовими (ЛС-1, ЛС-2), лучно-степовими низинно-рівнинними (Лівобережне Придніпров'я) і лісостеповими височинними розчленованими (ЛС-2) ландшафтами [16]. Своєрідними рисами відрізняються тут товтрові, лучно-степові заболочені і засолені, лісостепові борові ландшафти. Із заходу на схід змінюють одна одну наступні височини: Розточчя, Подільська, Волинська, Придніпровська та Середньоруська. Платоподібні поверхні височин чергуються з горбогір'ями, країни височин почленовані ярами і балками. Низовини займають невеликі території на Лівобережжі (Придніпровська низовина). Висоти коливаються від 100 м до 471 м (гора Камула). Загалом поверхні височин із заходу та сходу нахилені до Дніпра, абсолютні висоти змінюються від 380 м, на Подільській височині, і 230 м, на Середньоруській, до 50 м біля русла р. Дніпро [203]. У зв'язку з вищевикладеним, показники пересіченості агроландшафтів стрімко зростають зі сходу на захід. Так, площі з крутизною схилів 3–10° і більше у структурі ріллі ЛС-1 становлять 36%, ЛС-2 – 22%, а ЛС-3 – 8% [169].

Лісостеп характеризується складним чергуванням широколистяно-лісових ландшафтів з опідзоленими ґрунтами та лучно-степових ландшафтів з глибокими чорноземами. Характерною ознакою загального краєвиду є високі праві береги річок, розчленовані ярами, і низькі ліві береги з терасами. Заплави річок і низькі тераси нерідко заболочені; вищі тераси зайняті агроценозами, населеними пунктами тощо [203, 354]. Первинні ліси і лучні степи в сучасному Лісостепу майже не збереглися.

Клімат у лісостеповій зоні помірно континентальний, помірно теплий і помірно вологий. Літо – тепле, зима – помірно холодна. Середньорічна температура коливається від 6,4 до 8,1 °С. Середня температура січня становить на заході зони -4 °С, на сході -8 °С, а липня – відповідно +16 і +22 °С. Найнижчі

температури (-36 °С) було зареєстровано також на сході Лісостепу. Річна сума опадів на заході зони до 800 мм, на сході – 460-500 мм, випаровуваність – відповідно 550 і 750 мм. Зволоження – достатнє. Коефіцієнт зволоження коливається від 2,8 (м. Львів) до 1,4–1,2 (південь зони). За рік зона дістає понад 4 190 МДж/м<sup>2</sup> сонячної радіації, а річний радіаційний баланс становить 1800–1850 МДж/м<sup>2</sup>. Безморозний період триває 150–190 днів. Вегетаційний період – від 160 до 225 днів [169]. Формування і розвиток лісостепових ландшафтів зумовлені оптимальним балансом тепла і вологи який виявляється в тому, що випаровування вологи за вегетаційний період рослин майже дорівнює кількості атмосферних опадів [204].

У лісостеповій зоні відносно густа річкова мережа. Серед найбільших водних артерій: р. Дніпро, р. Південний Буг, р. Дністер. Всі річки мають долини з асиметричними берегами та повільні течії. У місці перетину твердих порід Українського щита, де виходи гранітів перегороджують русла Південного Бугу і Гірського Тікича, утворюються пороги. Вони мають мішане живлення і найбільш повноводі навесні та на початку літа. На Дністрі, що бере початок у горах, нерідко бувають повені і паводки. Найбільшими притоками Дніпра є річки: Сула, Псел, Ворскла (ліві притоки) та Рось і Тясмин (праві притоки). Всі перераховані притоки нині вважаються відносно маловодними, тому судноплавним залишається лише Дніпро [203]. Озер в Українському лісостепу мало, в основному зосереджені вони у заплавах великих лівих приток Дніпра. Численні озера-стариці, які колись були в заплаві самого Дніпра, нині залиті водами Канівського та Кременчуцького водосховищ. Брак природних водойм компенсується ставами, які створені поруч більшості населених пунктів. Весняний стік річок досягає 42–60% від річного, переважає снігове та дощове живлення. Частка підземних вод незначна – до 10%. Загальна заболоченість зони – 1,6% [203, 204].

Завдяки високій залежності сільськогосподарського виробництва від водних ресурсів, майже всі агроландшафти Українського лісостепу виявляються вбудованими у річкові басейни і тому відчують на собі різнобічний вплив гідрологічних чинників, а також самі впливають на стан водно-болотних екосистем. У той же час, за інтенсивного



господарського використання агроценозів, водно-болотні угіддя повсюдно набули тут суттєвого значення як місця найбільш ефективного розмноження багатьох мисливських тварин, їх зимівлі, відпочинку мігрантів, а також пасивного захисту від впливу антропогенних чинників [46]. Тому, наукові заходи, спрямовані на оптимізацію ведення мисливського господарства в агроландшафтах, першочергово повинні супроводжуватися урахуванням загальної стратегії збереження біорізноманіття місцевих водно-болотних екосистем.

Найбільш стійким елементом ландшафту вважаються ґрунти, оскільки піддаються об'єктивному аналізу і являються головною ресурсною базою сільськогосподарського виробництва, яка за певних умов забезпечує життєдіяльність живих організмів [119, 271, 300]. Родючість ґрунтів обумовлює і характеризує затрати на одержання продукції і є ознакою валової потенційної продуктивності агроландшафтів. Провідне місце в структурі ґрунтового покриву сільгоспугідь Українського Лісостепу займають чорноземи типові, які проходять широкою смугою через усю природну зону. Вони сформувалися в умовах підвищено-рівнинного рельєфу і залягають у широкохвилястих лесових терасах річок, як правило, на плакорах. Гумусовий горизонт становить 30–60 см з вмістом 4–5% гумусу. На схилах, за рахунок дії водної та вітрової ерозії, він ще менший. На другому місці в структурі ґрунтового покриву зони знаходяться темно-сірі опідзолені (від 3 до 6% гумусу), світло-сірі й сірі опідзолені ґрунти, на які припадає від 18%, у ЛС-3, і до 60% загальної площі сільгоспугідь – у ЛС-1. Сірі лісові ґрунти розвинуті переважно на височинах. На терасах Дніпра зустрічаються солонцюваті ґрунти, солонці та солончаки; у річкових долинах – лугові, дернові та болотні [436, 169].

Поточна залісеність зони становить близько 13% (за оптимальної – 18%), переважно за рахунок полезахисних насаджень та прибережних лісів водних артерій. Максимальна лісистість території – у західній (до 17%), центральній (Придніпровській) та північно-східних частинах зони, там вона становить понад 15% [98, 16].

Флора – багата, представлена змішаними лісовими і степовими видами рослин. Ліси збереглися переважно в долинах річок та межиріччях. Домінуючими лісоутворюючими породами

зони є дуб, граб, бук, клен, липа. У заплавах річок найчастіше зустрічаються берест, вільха, верба. На піщаних берегах Дніпра, Південного Бугу та Сіверського Дінця, куди доходив язик давнього льодовика, острівцями вриваються соснові ліси. У широких балках поширені байракові ліси, в яких ростуть дуб, ліщина, граб, липа, брусниця, клен [64, 425]. До лісових масивів безпосередньо прилягає степ, проте він не займає великих площ, оскільки його повсюдно тут змінили агроценози. Майже всі ділянки розорані і зайняті різноманітними сільськогосподарськими культурами. Степова природна рослинність (різнотрав'я) збереглася переважно на схилах балок і берегах рік. Доволі великі площі в лісостепу зайняті луками. Суходільні луки знаходяться на вододілах річок та їхніх схилах. Тут ростуть горицвіт, анемона, конюшина, тонконіг, стоколос, ковила, вероніка колосовидна, гадючник, звіробій та ін. Це переважно багаторічні рослини, із коренів і стебел яких утворюється дернина. Низовинні луки лежать де ґрунтові води залягають близько до поверхні, вони мають багатий трав'яний покрив. На заплавних луках найчастіше зустрічаються осока, рогіз, стрілолист, калюжниця, цикута. На водоймах ростуть глечики жовті, латаття біле, папороть водяна та ін. [77, 331, 442, 420].

Рівень сільськогосподарського освоєння регіону досліджень становить 77%, зокрема: ЛС-1 – 74, ЛС-2 – 80, ЛС-3 – 77%. Ступінь розораності, частка кормових угідь та заводнених територій у розрізі природно-сільськогосподарських провінцій складають відповідно [169]: Західна – 59 (критичний), 14 і 2%; Правобережна – 68 (критичний), 10 і 2%; Лівобережна – 83 (критичний), 13 і 4%. В той час, усереднена фактична розораність сільгоспугідь лісостепової зони за окремими повідомленнями коливається від критичних 63,3% до екологічно неприпустимих 85,4% [169, 354]. Разом з тим, за період з 2000 по 2012 рр., посівні площі у розрізі природно-сільськогосподарського районування регіону повсюдно продовжували динамічно зростати, а їх ліміти від розмірів досліджуваних областей склали: ЛС-1 – 50,3–57,4%, ЛС-2 – 40,6–67,7%, ЛС-3 – 75,6–82,7% (власні розрахунки за вихідними даними ДССУ [375, 371, 373, 372]).

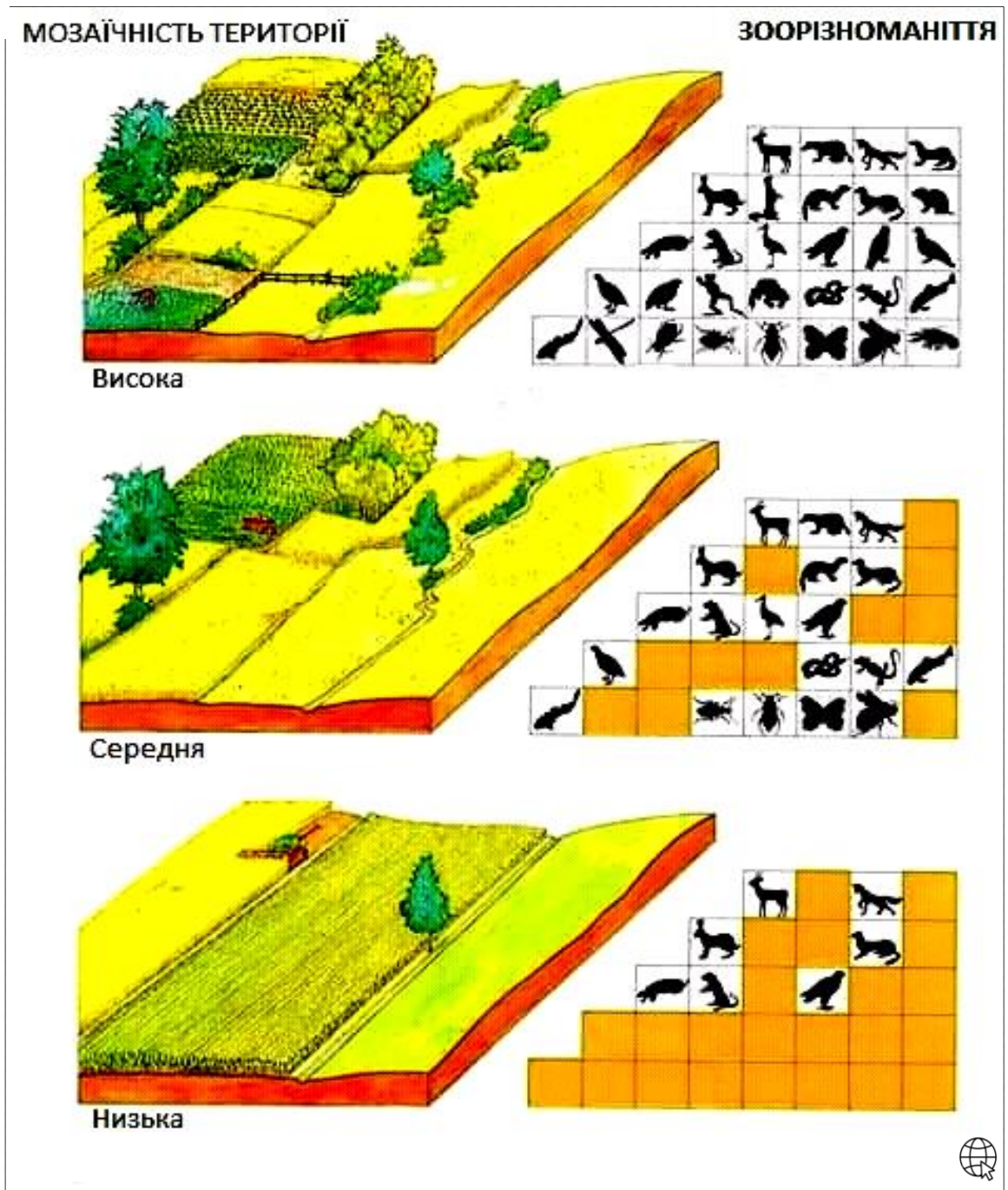
У ХХІ ст., серед домінуючих сільськогосподарських культур агроценозів Лісостепу України посіви зернових становлять в межах 37%, в тому числі озимої пшениці – до 34%, ярого ячменю – до 40%, цукрових буряків – понад 8%, кукурудзи – 27%, овочевих культур – 36% та кормових культур – до 30% від усієї площі ріллі [84]. Втім, варто зазначити, наведені дані держстатистики (додаток А), з року в рік не повною мірою відповідають дійсності. Можливо, у зв'язку з небажанням землекористувачів декларувати реальні структури і площі сівозмін. Адже упродовж останніх десятиліть має місце їх суттєве збіднення з тотальним домінуванням комерційних олійних культур та кукурудзи на зерно, що є результатом належним чином нерегламентованих та неконтрольованих державою стихійно устанovelених ринкових відносин [168, 135, 173, 130].

Вищезазначене, за даними низки авторів [364, 223], становить суттєву загрозу збереженню біорізноманіття в агроландшафтах України. Зокрема науковцями відмічено ряд негативних процесів, які почали проявлятися з середини 90-х років минулого століття та продовжують (*прим. авт.*) прогресувати і донині. Перший з них – це руйнування галузі тваринництва. Так, нині більше 70% сільгосп підприємств розвивають лише рослинницьку галузь. Останнє призводить до крайнього спрощення структури посівних площ, де 70% і більше займають вище згадувані адвентивні види кукурудза та соняшник і зернові колоскові. Таким чином, стандартні 6–10-пільні сівозміни повсюдно заміщуються 2–3-пільними із перенасиченням зерновими та соняшником. З сівозмін «випали» кормові культури, представлені злаково-бобовими сумішами, і багаторічні трави, які відігравали ключову роль у забезпеченні цілорічних раціонів місцевої мисливської фауни [22, 270, 157]. Відтак, сівозміни, що сформувалися у попередні роки суттєво підвищували екологічну ємність угідь для диких тварин [23] та підтримували належну санітарну безпеку посівів за рахунок раціонального чергування культур. Нині вимушену функцію підтримки прийняттого фітосанітарного стану повністю покладено на пестициди [364], тоді як питанням створення належної кормової бази для диких тварин уваги не приділяється взагалі [249].

Тваринний світ зони представлений лісовими та степовими видами, лише незначна частина яких відноситься до мисливської фауни. З класу ссавців тут мешкають: свиня дика, олень шляхетний, козуля європейська, заєць сірий, борсук європейський, тхір, лісова і кам'яна куниця, лисиця руда та ін. З класу птахів найпоширеніші горобині, жайворонки, сови, лелеки, дятли, дрозди, зяблики, горлиці [362, 139, 156, 45, 136, 205, 405]. У свою чергу, осілими фоновими мисливськими видами агроландшафтів Українського Лісостепу вважаються: заєць-русак, лисиця звичайна та куріпка сіра [22, 46, 249, 239, 164, 215]. Рідше тут зустрічаються борсук європейський та інтродуценти з осілим способом життя – енотоподібний собака і фазан кавказький, які значно вибагливіші до площ та якості потенційних напівприродних біотопів вкраплених у типові, надто розорані, місцеві агроландшафти [99, 215, 155, 19, 343].

Лісостеп України характеризується найряснішим видовим різноманіттям та найбільшою біомасою диких тварин порівняно до решти природних зон держави, що можна пояснити його екотонним типом угідь. Так, загальна біомаса зайця сірого тут перевищує середні багаторічні показники Полісся у 4,5 рази, тоді як біомаса хижих звірів – у 6,0 разів, а копитних – майже однакова. Загалом, сукупна біомаса хребетних тварин Лісостепу в 2,5 рази перевищує біомасу хребетних Полісся та у 2,0 рази – біомасу хребетних Степу України [22].

На порозі ХХІ ст. чисельність мисливської фауни дуже скоротилася, а біомаса основних промислових видів країни зменшилася більше ніж у 1,5 рази [301]. Причиною цього, на думку окремих авторів [138], стало виснаження мисливських ресурсів через браконьєрство, яке набуло значного розмаху ще під час розпаду СРСР і триває дотепер. Зниження кількості водоплавних птахів більшості видів розпочалося ще раніше, коли їх основні гніздові біотопи постраждали від будівництва ГЕС, осушення боліт та господарського освоєння річкових заплавл. Але, фундаментальне значення у процесі скорочення чисельності популяцій польової фауни належить трансформації природних відкритих ландшафтів в агроценози, яка відбулася на всьому просторі країни [46].



**Рис. 1.1 – Вплив контурно-фітоценотичної мозаїчності агроландшафтів на локальне зоорізноманіття**

Відтак, з початком 2000-х років, фауністичні комплекси сучасних агроценозів Лісостепу України у цілому характеризуються збідненим видовим складом хребетних тварин, багато з яких набули синантропних рис та пристосувалися до мешкання у трансформованих людиною біотопах. Нині, домінуючими на цих територіях лишаються дрібні ссавці та горобині (*Passeriformes*) птахи, далі цей ряд доповнюють плазуни і ссавці середнього розміру. Але, за збільшення мозаїчності

ландшафтів, наявності густої мережі водно-болотних угідь та малозмінених природних ділянок, різноманіття хребетних тварин тут збільшується, у його складі можуть з'являтися рідкісні і зникаючі види [59].

Сьогоднішній Український лісостеп має надзвичайно високий рівень освоєння життєвого простору. До господарського використання залучено понад 94,5% його території. Лише близько 1 млн га (4,9%) знаходиться у природному стані, при щільності населення зони на рівні середньоєвропейського. Розподіл земель за цільовим призначенням носить безсистемний характер, екологічно та економічно необґрунтований. Структура й розбалансованість земельного фонду суттєво знижує ефективність використання та охорони угідь, погіршує природну здатність ґрунтового покриву до самовідновлення, призводить до збіднення різноманіття флори і фауни [169, 364, 230].

З огляду на перелічені проблеми Лісостеп України, в екологічному контексті, нині оцінюється як стабільно нестійкий. Усереднений коефіцієнт антропогенного навантаження становить 3,73, а коефіцієнт екологічної стабільності – 0,37. У розрізі природно-сільськогосподарських провінцій останній виглядає таким чином [169]:

- Лісостепова Західна – 0,36 (стабільно нестійка);
- Лісостепова Правобережна – 0,31 (екологічно нестабільна);
- Лісостепова Лівобережна – 0,34 (стабільно нестійка).

У зв'язку з вищевикладеним, на думку авторитетних вчених [169, 46], у лісостеповій зоні України необхідно провести екологічну оптимізацію структури агроландшафтів землевпорядкуванням територій на площі 16,4 млн га, що має суттєво підвищити їх стійкість проти деструктивних процесів. Частку природних територій бажано довести до 5% від загальної площі сільгоспугідь [169, 364, 230]. Структурно ці площі мають узгоджуватися з розміщенням інших середовище-відтворювальних елементів ландшафтів природної рослинності і захисних насаджень.

Загалом, сучасні орні землі, як домінуюча складова агроландшафтів Лісостепу України, малоприсадибні для існування мисливської фауни [164, 364, 230, 249, 1, 59]. Але залежно від того які культури, як і упродовж якого часу на них вирощуються, вони можуть слугувати тимчасовими кормовими і навіть

захисними чи виводковими біотопами для низки господарсько-корисних видів мисливської теріо- та орнітофауни. Невеликі площі серед сільгоспугідь Лісостепу займають напівприродні та природні ценози – перелоги, болота, луки, переліски, піски, солончаки, балки, водойми. Ці типи угідь першочергово слугують виводковими, захисними та кормовими стаціями для диких тварин, їм характерний відносно високий рівень чисельності мисливської фауни та біорізноманіття в цілому [46, 164, 215, 59].

Отже, помірний клімат, тривалі безморозний та вегетаційний періоди, багатий видовий склад флори створюють потенційно сприятливі умови у сільськогосподарських ландшафтах Лісостепу України для існування більшості видів мисливської фауни [442, 157, 83, 99, 362, 380, 192]. Проте, невпинна індустріалізація галузі рослинництва, катастрофічне зростання розораності держави, інтенсивна, належно неконтрольована, хімізація сільгоспугідь, сповідування монокультурного землеробства, на фоні недосконалого законодавчого забезпечення охорони агроландшафтів, не сприяють належному відтворенню дичини та, зазвичай, постають визначальними лімітуючими факторами, які нині унеможливають сталий розвиток мисливського господарства на цих територіях [364, 1, 46, 249, 239, 238, 164, 151, 230].

Отже, сучасні агроландшафти України – малопридатні для існування мисливської фауни. Головними причинами цьому є: катастрофічна розораність території держави, невпинна індустріалізація та хімізація галузі рослинництва, суттєве збіднення фіторізноманіття з тотальним домінуванням у сівозмінах високостеблових зернових і олійних культур, яке стало результатом належним чином нерегламентованих та неконтрольованих державою стихійно установлених ринкових відносин і, у сукупності, спричинило поточне зниження екологічної ємності агроценозів до критичного рівня.

## § 2

### Господарське значення, біологічні особливості та еколого-ресурсний стан осілих угруповань

Планування заходів з розробки ефективних систем управління мисливським фондом неможливо без встановлення поточних чисельної і просторової структур локальних угруповань тварин та виявлення лімітуючих і стимулюючих чинників довкілля, які у комплексі визначають їхній еколого-ресурсний стан.

Агроландшафти Лісостепу України є основними стаціями для двох осілих мисливських видів птахів родини фазанових (*Phasianidae*), з яких куріпка сіра (*Perdix perdix* L.) вважається фоновим аборигенним видом, фазан звичайний або кавказький (*Phasianus colchicus* L.) – малочисельним інтродуцентом [99, 27, 270, 199]. Заболочені водойми, вкраплені у сільськогосподарські угіддя, успішно заселяються водоплавною дичиною, а саме мисливськими видами перелітних птахів. З-поміж них для Українського лісостепу у весняно-осінній періоді, фоновими є: крижень (*Anas platyrhynchos* L.), лиска (*Fulica atra* L.) та курочка водяна (*Gallinula chloropus* L.) [27, 22, 23, 270].

Серед осілої мисливської теріофауни, яка заселяє агроландшафти Лісостепу України, до фонових аборигенних видів відносяться заєць сірий або заєць-русак (*Lepus europaeus* Pall.) та лисиця звичайна або руда (*Vulpes Vulpes* L.) [46, 27, 22, 270, 199, 157, 101, 267, 417, 362]. Навколо заболочених ділянок місцевих агроландшафтів, з середини ХХ ст. у невеликій кількості зустрічається єнот уссурійський або єнотоподібний собака (*Nyctereutes procyonoides* Gray) – адвентивний гідрофільний вид [270, 19, 155]. Проте, упродовж останніх десятиліть, в агроценозах, розміщених поруч із заплавами ділянками великих водних артерій, які слугують екологічними коридорами для зазначеного виду, останній нарощує чисельність та поступово перетворюється у фоновий [345, 343].

Стосовно управління мисливськими ресурсами України, варто акцентувати увагу на тому, що обов'язкові комплекси мисливськогосподарських заходів, у тому числі біотехнічних, регламентовані державою переважно по осілим видам дичини [295, 227]. Зумовлено це рядом причин, але ключова з них є



економічна недоцільність здійснювати зазначені роботи для мігруючих видів. Чисельність останніх в місцевих угіддях на період сезону полювання важко спрогнозувати з року в рік, адже вона залежить від цілого ряду некерованих користувачем обставин, визначальними серед яких, у свою чергу, варто виокремити: непрогнозований кількісний та якісний склад прибулих угруповань після перезимівлі; стан сіножатей, пасовищ, кон'юнктура посівних площ під окремими сільськогосподарськими культурами і т.п., що у сукупності визначатимуть поточну гніздову придатність та кормову ємність біотопів для певного виду немісцевої пернатої дичини. Звідси, очевидно неможливо спрогнозувати екологічну та економічну доцільність конкретних заходів з належної охорони, створення гніздопридатних, захисних та кормових умов для більшості видів перелітних мисливських птахів [27, 22, 23, 183, 180]. У зв'язку з цим, мисливськогосподарські заходи по мігруючих видах пернатої дичини в Україні, за виключенням поліпшення кормових та гніздових умов для водоплавних птахів родини качиних, обмежуються лише передпромисловими весняно-літніми обліками з метою розрахунків річного приросту популяцій та, відповідно, обсягів можливого вилучення в сезон полювання [227, 126].

Виходячи з вищезазначених, нині встановлених у державі нормативних підходів до організації мисливськогосподарської діяльності, вважаю за доцільне присвятити дану та наступні праці розробці нових та вдосконаленню існуючих екологічних аспектів управління саме осілими мисливськими ресурсами агроландшафтів України, а відтак, головну увагу приділити наступним видам диких тварин: *заєць сірий, лисиця звичайна, єнот уссурійський, куріпка сіра та фазан звичайний*.

За результатами опрацювання доступних інформаційних джерел, можна дійти висновку – за останні 30 років аут- та демекологічні особливості екзистенції зазначених видів в агроландшафтах Українського лісостепу системно не досліджувалися. У зв'язку з цим, передчасне прийняття цільових управлінських рішень стосовно відновлення та раціонального використання виснажених мисливських ресурсів наразі видається недоцільним.

## Клас ссавці (*Mammalia*)



**Заєць сірий** або **заєць-русак** (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) – представник ряду зайцеподібні (*Lagomorpha*) родини заячі (*Leporidae*) роду зайці (*Lepus*). Осілий аборигенний вид, котрий повсюдно заселяє агроландшафти, відкриті та напівзакриті природні угіддя України, окрім високогір'їв Карпат і Криму, де висота над рівнем моря перевищує 1500 метрів [157, 362, 181].

Заєць сірий вважається єдиним корисним мисливським видом серед польової теріофауни Лісостепу України [27, 270, 362, 180], тоді як для галузі рослинництва, зокрема овочівництва та садівництва, тварина за певних умов може виступати шкідником [285, 415, 541,72]. Результати моніторингу користувачами мисливських угідь чисельності виду наразі застосовуються вченими, у сукупності з індексом MSA, для контролю екологічного стану навколишнього природного середовища [403]. Як біоіндикатор заєць сірий використовується також при оцінці пестицидного навантаження на агроценози [402].

За радянських часів вид мав провідне господарсько-промислове значення серед решти хутрових звірів України, чисельність якого у середині ХХ ст. сягала тут 4,5 млн особин [157, 209]. Зокрема, в окремі мисливські сезони 40-50-х років, кількість добутих тварин перевищувала 2 млн голів, що становило тотожне число заготовлених шкурок та близько 5,8 тис. тонн м'яса. Як результат очевидного перепромислу (*прим. авт.*: річний видобуток досягав 44,4% розміру популяції), лише упродовж 1950-х років чисельність зайця сірого в Україні скоротилася на 31,2% [157], тоді як на початок ХХІ ст. цей показник становив вже -60,5% (1,78 млн ос.), порівняно з даними 1940-х років [209].

Нині, з огляду на подальше динамічне зниження чисельності [215] та знецінення хутрової сировини [85], вид втратив промислове значення для економіки держави, проте, міцно укорінившись у мисливську культуру місцевого населення, досі залишається наймасовішим та найбільш доступним об'єктом спортивного полювання в осінньо-зимові мисливські сезони,

задовольняючи рекреаційні потреби основної когорти вітчизняних мисливців [211, 270].

Досить детально питання біології та екології виду, у світлі природно-кліматичних і господарських умов України початку-середини ХХ ст., розкриті у науковій праці Корнєєва О. П. “Заєць-русак на Україні” [157]. У монографії кваліфіковано викладені основні аспекти систематичного положення виду, його динаміки чисельності, стаціонального розподілу, особливостей трофіки, розмноження, линьки, господарського значення, наявності конкурентів та ворогів тощо. Автор виділяє зайця сірого, який заселяє Лісостеп України, в окремий підвид – «лісостеповий» (*Lepus europaeus tesquorum* Ognev, 1923). Соколов В. О. зі співавторами [360], навпаки, піддають сумніву існування окремих підвидів зайця сірого на всій території колишнього СРСР, і вважають, що він представлений єдиною формою, ареал якої охоплює весь Європейський континент. Подібні припущення висловлюють Песков В. Н. та Шевченко Л. С. [278], поміж тим зазначаючи, що тварини з різних природних зон України несуттєво різняться між собою за краніологічними особливостями будови черепа. У зв’язку з цим автори ділять їх на три умовні внутрішньо-популяційні групи – лісовий, лісостеповий та степовий екотипи місцевого зайця-русак. При цьому, тварини лісостепової групи представлені особинами з проміжними показниками розвитку кісток жувального апарату між степовим та лісовим екотипами з тяжінням до останнього.

Тривалість життя зайців становить до 12–13 років [11, 200]. Проте у природі тварини рідко доживають до п’яти років. Зокрема самці живуть переважно не більше 3,5 років, що пов’язано з більш рухомим способом життя та підвищеним, у зв’язку з цим, рівнем їх загибелі [83]. Розміри тварин порівняно значні. Довжина тіла 550–690 мм, частіше до 600 мм. Довжина черепа варіює від 68,0 до 96,3 мм, довжина вуха по розрізу 102–120 мм, довжина хвоста 75–144 мм, довжина задньої ступні 124–167 мм. Завдяки конституційним особливостям тілобудови русак здатний розвивати порівняно високу швидкість бігу – до 70 км/год. Жива маса тварин варіює від 3 до 7 кг [360, 88]. Зокрема, середня вага лісостепового екотипу зайця сірого становить 4500 г [157]. Маса тушки, при цьому, складає близько 65% від живої ваги.

Відтінки хутра, як і маса тіла, у русаків значно варіюють залежно від географічних широт. Відомі варіанти забарвлення власне у лісостепового підвиду: вохристо-сіре, буре, коричневе, вохристо-руде чи маслиново-буре різних відтінків. Хутро світлішає, а маса зростає, у представників виду у напрямку поширення ареалу з півдня на північ. Линяють зайці двічі на рік. Перша весняна (справжня) линька в умовах України зазвичай починається між 25 лютим та 13 березнем. Осіння линька розпочинається в першій декаді жовтня і триває близько місяця. Початок та тривалість линьки залежать від погоди, віку, вгодованості та фізіологічного стану тварин [157].

Заєць-русак – осілий територіальний звір. Площа індивідуальних ділянок залежить від щільності населення виду і може сягати від декількох до 360 га [48, 516], але зазвичай використовуються стації площею в діапазоні 20–70 га. Найдовша хорда індивідуальних ділянок в передгір'ях та горах становить 3–4 км, а у рівнинних стаціях – до 6 км [157, 285, 381]. Індивідуальні ділянки самок і самців можуть частково суміщатися, а ступінь їх «перекриття» (сумісності) залежить від щільності локального угруповання, пори року, кліматичних умов, захисних та кормових властивостей угідь. Довжина добового маршруту русака становить до 3140 м [285].

Заєць сірий в межах всього європейського ареалу тяжіє до освоєння відкритих місцевостей, особливо якщо вони поєднують переліски, вкраплення чагарників та інших природних і напівприродних угідь з добрими ремізними умовами [103, 455]. Власне серед орних земель України найчастіші зустрічі зайця сірого взимку відмічалися на ріллі, в інші періоди року – на полях з посівами озимої пшениці та бобових трав [157, 270, 23, 362]. Подібні тенденції відмічалися в агроландшафтах Франції [491, 508], Болгарії [510], Німеччини [526] та Польщі [247], які більшою частиною своїх територій розташовані в однакових з Україною географічних широтах. У зоні Лісостепу русаки також уникають лісових масивів і надто залісених ділянок з густими заростями дерев і чагарників та, навпаки, надають перевагу відкритим ділянкам з пересіченим рельєфом, розрідженою рослинністю та невеликою глибиною снігового покриву взимку. Тому і тут найчастіше тварини зустрічаються на луках та полях з добре вираженою мозаїчністю територій [83, 285, 350].

Заєць-русак веде сутінково-нічний спосіб життя. Лігво на день влаштовує в куртині високої трави, під земляною брилою, утвореною в результаті глибокої оранки, кущем чи поваленим деревом і т.п. у вигляді овальної ямки неправильної форми. Вибір місця для лігва залежить від поточних особливостей ландшафту, факторів турбування та метеорологічних умов. Постійне лігво має розміри 36–51 см у довжину, 17–19 см у ширину та сягає глибини 10-20 см і більше [181, 350, 359].

На теренах України спосіб життя зайця сірого найповніше також був описаний О. П. Корнєєвим [157]. Вченим досліджено години залягання і підйому (17:30–18:30) русака з лігва, описано окремі типи його слідів: жирові (кормові), ходові, «гонні» (піч час переслідування), скидні тощо. В роботі автора також наведено детальний перелік місцевих видів рослин та їх частин, що споживаються зайцями. Так, було встановлено, що у літньо-осінній період у раціоні русака переважають представники родини злакових, бобових, розоцвітих, зонтикових, хрестоцвітних, складноцвітих, гречкових. У зимовий період основу харчування зайця сірого становлять рослини наступних родин: лободові, подорожникові, злакові, розоцвіті, бобові, гречкові.

Цікавим виглядає той факт, що навіть у зимовий період частка зелених трав'яних рослин в раціоні місцевого зайця становить до 94,6% і знижується лише за критичних глибин снігового покриву (20 см і більше) або ожеледі. За таких умов тварини вимушено переходять на харчування пожухлими травами та деревно-чагарниковою рослинністю у зазначеній послідовності.

Зі всіх ростучих в Україні видів рослин родини злакових 87,5% є пріоритетними в раціоні і поїдаються зайцями особливо охоче. В першу чергу це стосувалося посівних ярових та озимих культур: пшениці, жита, ячменю та вівса. З диких злаків пріоритетними кормами є: пирій повзучий, костриця велетенська та стоколос безостий. Серед злаків виключення становлять лише мітлиця собача, лепешняк водяний та стоколос покрівельний, які русаком поїдаються неохоче, по мірі відсутності пріоритетних кормів. Теж саме стосується і родини бобових, підродина метеликових, з яких 87,5% видів є пріоритетними в раціоні та поїдаються повністю (вся рослина). Особлива перевага надається:

люцернам (серповидній і посівній), конюшинам (дніпровській, альпійській, повзучій), гороху посівному та горошку мишачому [157]. При цьому, низкою авторів [157, 83, 350, 44, 359] наголошується, що у європейських ландшафтах культурні та дикоростучі злакові і бобові трави становлять основу раціону тварин незалежно від сезону року. У зв'язку з цим, зайця сірого відносять до синантропних видів [86, 23, 83], що тяжіє до районів інтенсивного землеробства, зокрема благополуччя популяцій якого у значній мірі залежить від площ посівів колоскових зернових культур та багаторічних кормових трав [285, 81].

У монографії М. П. Рудишина та співавторів [341] зазначається, що на добу заєць сірий споживає близько 1 кг корму, хоча маса вмісту шлунку одноразово змінюється від 50 до 200 г. Подібні дані були отримані й О. П. Корнєєвим [157], який встановив, що середня вага добового раціону русака становить 960 г, а зафіксована маса корму в досліджуваних шлунках коливалася від 40 до 185 г.

Спеціалізованими дослідженнями окремих вчених [157, 83, 62] відмічається низька вибірковість зайців до видового складу кормів. Проте, подібний ступінь вибірковості різко змінюється впродовж року. Зменшення вмісту білків в кормах до 10% і більше призводить до зниження маси тіла у тварин та скорочення ефективності їх розмноження та виживання в цілому [427]. Вищеописані трофічні особливості виду в більшій мірі узгоджуються з даними ряду інших авторів [270, 88, 83, 357, 368, 380, 483].

В процесі дослідження біології зайця сірого в Україні, питанням розмноження виду було приділено найбільше уваги [157, 362, 181, 44]. Це виглядає досить закономірним з огляду на те, що на основі даних про реальний приріст поголів'я на одну самку можна побудувати коректний прогноз та, відповідно, екологічно обґрунтувати і раціонально спланувати обсяги вилучення тварин. Детальне вивчення періодів гону, тривалості вагітності, динаміки і особливостей розвитку, смертності молодняку тощо дає зокрема можливість встановити обґрунтовані строки полювання [435]. Тому сучасні дослідження з репродукції зайця сірого на фоні окремих фізико-географічних зон його ареалу безумовно лишаються актуальними та мають важливе господарське значення.

Статевий диморфізм у русаків не виражений, хоча в середньому самки виявляються дещо крупнішими за самців [157, 181, 360, 88, 466, 520]. Статева структура популяції за звичайних умов має співвідношення самців і самок близьке 1:1 [200, 395, 484, 512, 514, 547]. Стосовно вікової структури, то до початку вересня на одну дорослу самку припадає не більше трьох молодих особин [285].

В Лісостепу України заєць сірий досягає статевої зрілості у віці 6–8 місяців. Гін у русаків найбільшою мірою залежить від середньодобових зимових температур і в зоні досліджень починається зазвичай у проміжку з середини січня до середини лютого. Середня кількість приплодів – 2–3; а у південному лісостепу в окремих самок можливо до чотирьох [157, 83].

Розмноження дорослих самок місцевого русака при оптимальних умовах можна укласти в наступну схему, виділивши кілька періодів: 1 – парування в середині січня-лютого, народження приплоду в лютому-березні; 2 – парування в першій декаді квітня, поява приплоду в травні; 3 – парування в другій декаді травня, народження приплоду наприкінці червня; 4 – парування в перші дні липня, поява зайчат в середині вересня [157, 181].

Тривалість гону в природі складає всього 24–72 години, тоді як у неволі – не більше 10 годин [157]. Середньорічна частка самок, які беруть участь у розмноженні, для Лісостепової правобережної та Лісостепової лівобережної лісомисливських зон України становить по 60% [227].

Вагітність у зайця сірого триває в середньому 42 дні з коливаннями від 38 до 44 діб [157, 83, 350]. Важливе наукове і господарське значення має встановлення потенційної та фактичної багатоплідності самок за різних географічних, кліматичних та господарських умов. У Лісостепу України, серед 116 анатомічно досліджених особин самок місцевого зайця, кількість виявлених сформованих ембріонів в зимовий період розподілялась наступним чином: 1 ембріон – 22,4% самок; 2 ембріони – 42,2% самок; 3 ембріони – 17,2% самок; 4 ембріони – 14,2% самок; 5 ембріонів – 0,9% самок; 6 ембріонів – 2,6%; більше 6 ембріонів – 0,5%. Середня фактична багатоплідність самок при цьому становила 2,36 голів [157]. За даними інших

авторів [83] середня кількість зайченят за окремим періодами року у виводку русаків складала:

- з 1.01 по 15.04 – 3,0 голів (ліміти: 1–8 гол.)
- з 15.04 по 15.08 – 4,6 голів (ліміти: 1–9 гол.)
- з 15.08 по 31.12 – 3,4 голів (ліміти: 1–9 гол.)

У країнах ЄС, зокрема Польщі [514, 515], середній вихід молодняку на одну самку у сприятливі роки становить 7,4 ос., а у несприятливі – лише 2,3 ос., тоді як у Німеччині [497] відповідно 11,0 та 3,2 особин.

При добре спланованому вирощуванні тварин у напіввільних умовах показники плодючості зайців лишаються на досить високому рівні [10], що зокрема пов'язано зі штучним нівелюванням ряду лімітуючих факторів, характерних для природних умов.

Для зайця сірого властиве явище суперфетації – здатність самок виношувати різновікових ембріонів [157, 83]. У науковій праці

Шаталової С. П. [423] відмічається здатність до запліднення вагітних самок за 1–8 днів до пологів. Проте, подібний феномен спостерігався лише у 15,8% досліджених особин. Ембріональна смертність складає до 17% у весняний період та до 29% – упродовж літа [285].

Тривалість лактації у самок становить 21 добу, з яких 17 діб молодняк не може існувати без материнського молока [537], хоча і починає споживати рослинні корми з досягненням тижневого віку [157, 83]. За іншими даними, [18] лактація у русаків може тривати до 45 днів. Втім, результати зазначених досліджень отримані в умовах неволі.

Оцінюючи відтворювальну здатність самців, було встановлено, що вже у січні в більшості особин відмічається активація репродуктивної функції. Так, гістологічні дослідження сім'яників тварин, добутих в цей період, вказують на інтенсивний перебіг сперматогенезу. Діаметр сім'яних каналців суттєво збільшувався, до 211 мікрон, з чітким розрізненням усіх стадій сперміогенезу, включаючи присутність дозрілих сперматозоїдів під час мікроскопії [157]. Сезонне згасання репродуктивної функції в обох статей зайців розпочинається з серпня, що закономірно для природних умов як України, так і більшості країн ЄС [44, 427]. Зокрема у Франції, в другій половині вересня,



більше 80% досліджених самок виявилися лактуючими, тоді як з другої половини листопада подібні особини не траплялися взагалі [507].

З урахуванням вищеописаних біологічних особливостей виду, фізико-географічних, кліматичних, господарських та соціально-економічних умов, нині середньорічний приріст популяції зайця сірого в Лісостеповій правобережній та Лісостеповій лівобережній лісомисливських зонах України прийнято оцінювати у 25% [227,295].

Відомо достатньо наукових праць присвячених питанням екології виду, зокрема дослідженню кількісно-якісних характеристик популяцій зайця сірого залежно від впливу різноманітних факторів навколишнього середовища [249, 239, 238, 83, 42, 60, 71, 212, 479, 494, 506, 513, 528 532, 534, 273]. Серед абіотичних факторів основний лімітуючий вплив на стан популяції здійснюють кліматичні [79, 133, 211, 280, 348, 411, 157, 83]. Так, Кудрявцева Т. В. та Смирнов М. Н. [171] відмічають, що зі всіх метеорологічних умов на динаміку чисельності зайця сірого найбільш суттєво впливають глибина снігового покриву та тривалість безморозного періоду, тоді як опади і температура повітря мають менше значення. Зокрема, авторами наголошується, що негативна роль опадів у вигляді дощу вірогідно прослідковується у північних та південних межах ареалу.

Комплексом некерованих факторів, котрі здатні найбільше лімітувати величину річного приросту поголів'я місцевого зайця, шляхом модифікуючого впливу на збереженість першого (основного для лісостепової зони) приплоду, слід вважати метеорологічні умови першої декади березня – третьої декади квітня. У першу чергу мова йде про силу приморозків, наявність і глибину снігового покриву та ожеледі у зазначений період [157, 211]. Біотопи з підвищеною вологістю або з більш аридними умовами (передплавневі, дельтові луки, солончаки тощо) являються малопридатними стаціями для виду [285]. Угіддя, де відмічаються періодичні підтоплення у результаті повені, також непридатні для існування зайців [519].

Несприятливі погодні умови не лише обмежують рівень відтворення популяцій русаків навесні, а й зумовлюють їх сезонний біотопний перерозподіл упродовж всього року у

пошуках угідь з кращими захисними та/або кормовими властивостями [199, 48, 52, 197]. За сприятливих умов міжсезонні переміщення особин обмежуються 2–3 стаціями в межах індивідуальних ділянок [285].

Враховуючи те, що кліматичні та кормові умови примушують зайців у різні періоди року здійснювати місцеві перекочування, значного наукового та господарського значення набуває питання про сезонні стаціальні локалізації виду у межах ареалу для конкретних природних зон [157]. Ведучи мову про регіональний розподіл популяції зайця сірого в окремих провінціях Лісостепу України варто відмітити, що території правобережного і південного Лісостепу історично відрізнялися значно вищою щільністю населення виду. Це пояснюється зокрема привабливим пересіченим рельєфом височин правобережжя Дніпра, порівняно з менш цілиними рівнинами низин лівобережжя, та м'якшим кліматом південних районів відповідно [157, 83].

Досить детально сезонно-стаціальні закономірності розповсюдження виду в умовах північного лісостепу Житомирщини були описані Власюком В. П. [44, 42,43]. За даними автора у весняний період заєць сірий траплявся у різних біотопах із наступною закономірністю: переліски та чагарники – 21,0%; озимина – 19,8%; луки та багаторічні трави – 16,6%; середньовікові та стиглі листяні ліси – 5,8%; стерня – 3,6%; середньовіковий та стиглий мішаний ліс – 8,4%; не зімкнуті мішані лісові культури – 9,7%; узлісся – 15,1%. Упродовж літнього періоду автором були отримані наступні дані: багаторічні трави – 15,2%; озимина – 14,0%; стерня – 4,1%; посіви високостеблових культур – 12,2%; переліски та чагарники – 9,8%; узлісся – 8,7%; середньовікові та стиглі листяні ліси – 5,8%; середньовіковий та стиглий мішаний ліс – 2,2%. Упродовж осіннього та зимового періодів розподіл русаків за біотопами виглядав так: стерня – 7,0%; луки – 2,8% і 7,9%; переліски та чагарники – 20,4% і 11,8%; рілля – 7,8%; озимина – 14,7%; околиці населених пунктів – 11,9% і 23,3%, відповідно.

Біотопний розподіл зайця-русака в південних регіонах України був опрацьований Волохом А. М. [48]. Автор наводить наступні результати розподілу тварин по типових стаціях: цілина – 3%; покоси – 1%; рілля та пар – 18%; багаторічні трави – 17%;

озимі – 24%; ярові – 2%; кукурудза та соняшник – по 1%; буряки – 2%; луки – 6%; сади – 3%; чагарники – 3%; лісосмуги – 6%; лісові масиви – 14% і т.д. Вчений наголошує на тому, що стаціональний розподіл місцевого зайця-русака нині цілком залежить від метеорологічних умов та структури агроценозів.

Фрагментарні відомості щодо біотопного розподілу зайця сірого, з урахуванням структури агроценозів та метеорологічних умов, наводяться також у більш ранніх працях Львова И. А. [199], Архипчука В. А., Гулая В. І. [51] та ряду інших авторів [83, 80, 82, 463, 527]. Поміж тим варто зазначити, що подібні деталізовані дослідження на території сучасного Лісостепу України з 90-х років минулого століття не проводилися.

У країнах ЄС, на площах з інтенсивним веденням галузі рослинництва, щільність зайця сірого нині ставить  $28 \pm 12$  ос. на 100 га, тоді як за екстенсивного господарювання середня кількість тварин дорівнює  $80 \pm 31$  ос. на 100 га [530]. Зі зростанням потужностей (площ) та одночасним звуженням рослинницької спеціалізації сільсько-господарськими підприємствами Європи, тут упродовж останніх десятиліть повсюдно збільшилась пейзажна однорідність агроландшафтів [544]. З огляду на це, шведські вчені [468] дійшли думки, що саме зазначені зміни змусили зайця сірого відчувати нестачу кормової бази упродовж всього року на значних територія польових угідь, охоплених монокультурним виробництвом, та слугували головними лімітуючими чинниками для європейських ценопопуляцій виду [474, 521].

У зв'язку з надмірною індустріалізацією галузі рослинництва на Європейському континенті, для денних схованок зайці обирають вкраплення рідких чагарників та бур'янів серед полів, переважно засіяних зерновими культурами [521, 467]. Проте, масштабне застосування гербіцидів з 1960-х років різко зменшило загальну біомасу сміттєвих рослин в агроландшафтах Європи [450]. Паралельно з цим збільшення контурів посівних площ призвело до зменшення довжини меж та фрагментації пейзажів загалом, що також мало негативний ефект, оскільки зайці надають перевагу саме польовим межам, закрайкам полів, лісосмуг та перелісків [157, 83, 350, 525, 538, 111]. Останнє пояснюється тим, що закрайки відрізняються від корисних площ більшою різноманітністю та стабільністю

кормової бази упродовж вегетаційного сезону, а також нижчим антропогенним навантаженням [531]. Окрім того, посіви ряду культур, зокрема колоскових зернових, в період дозрівання затрудняють переміщення тварин через ці площі, що знову ж таки привертає увагу до необхідності підтримувати належну структуру агроландшафтів, їх достатню фрагментацію та наявність природних коридорів [544].

У зв'язку з цим, варто звернути увагу на більш деталізовані результати досліджень польських колег [519], отримані при підготовці Національного звіту «Przyczyny spadku populacji zająca szaraka w Polsce» (пер.: *Причини зниження популяції зайця сірого у Польщі*). Вчені наводять значення коефіцієнтів лінійної кореляції ( $r$ ) між щільністю угруповань місцевих зайців та деякими, зокрема агроекологічними, факторами у відкритих угіддях: частка просапних культур – 0,41; частка зернових культур – (-0,79); частка луків – 0,90; частка лісів – (-0,32); частка садів – (-0,18); частка водойм – (-0,29); частка комунікацій – 0,1; периметр просапних культур – 0,87; периметр зернових культур – 0,60; периметр луків – 0,90; периметр узлісь – 0,16; периметр садів – 0,49; периметр водойм – (-0,48); периметр струмків – 0,82; довжина польових доріг – 0,69; відстань між окремими елементами ландшафту – (-0,54); агрономічний бонітет ґрунтів – (-0,48). Аналізуючи представлені дані можна чітко прослідкувати, що для зайця сірого найбільш лімітуюче значення має власне довжина розрізу кожного контуру, окрім лугових угідь, де тварини розміщуються відносно рівномірно по всій площі за рахунок чого роль «крайового» ефекту очевидно нівелюється [248].

Груздєвим В. В. [83] встановлено, що пересіченість та мозаїчність місцевості по мірі зростання позитивно впливає на відтворення та збереженість популяцій зайця сірого у агроландшафтах. Окрім того автор відмічає, що у степовій зоні найвища щільність тварин спостерігається на площах, де частка сільгоспугідь не менша 50%. На думку інших авторів [397, 164, 364, 230, 358], надмірне розорювання цілинних земель, збільшення площ під монокультури, зростаючий вплив механізації та хімізації сільгоспугідь ведуть за собою скорочення поголів'я диких тварин – мешканців антропогенних ландшафтів.

На початку ХХІ ст. окремі технологічні операції з механізації галузі рослинництва зумовлювали наступний відсоток загибелі поголів'я зайця сірого [23]: весняне шлейфування полів – 12,9%; боронування і коткування – 9,3%; дискування просапних культур – 7,7%; збирання зернових – 16,9%; скошування зеленої маси – 44,7%; інші роботи – 8,5%. Зокрема, у Лісостепу України загибель зайців-русаків під сільгоспагрегатами становила слідуючі показники [26]: весняні роботи (культивуація, боронування) – 5,8%; косіння багаторічних трав – 51,6%; збирання колоскових зернових культур – 22,6%; збирання кукурудзи – 8,2%; збирання буряків – 11,8%; разом на одній орній площі (у середньому) – 53,4%.

Внаслідок застосування пестицидів у Лісостепу України гинуло близько 30% зайців на оброблюваних площах [26]. Тоді як використання окремих мінеральних добрив призводило до загибелі понад 60% тварин [23]. Федюшко М. П. [404] встановлений суттєвий обернений взаємозв'язок між рівнем пестицидного навантаження на агроценози та чисельністю зайця-русака ( $r = -0,797$ ,  $p \leq 0,05$ ) в Українському Приазов'ї. Автор зокрема встановила, що у зайців, в організмах яких було виявлено залишки пестицидів у вигляді 20–25 мг/кг натрієвої солі (2,4 – Д), в 1,7–3,6 разів знижувалася багатоплідність, порівняно до контролю, та вірогідно зростала ембріональна смертність [402].

Також виявлена загибель зайців та лисиць від отруєння пестицидами, що містять ртуть. Досліди, проведені у Великобританії [476] та Німеччині показали, що зазначені хімічні речовини, зокрема ДДТ, хлорофос, паракват являлися головною причиною смертності зайця-русака. Крім того, з'ясувалося, що ці пестициди негативно впливали на процеси спермато- і овогенезу звірків. При згодовуванні ДДТ в незначних дозах (0,8 г / 1 кг корму) упродовж 10 днів гинуло 6% піддослідних тварин, а у тих зайців, яким вдалося вижити, спостерігалася зниження рівня гемоглобіну, зміна активності ферментів, збільшення кількості цукру в крові та інші морфо-функціональні зміни [6, 385].

Жодної інформації щодо негативного впливу авторуху та дорожніх комунікацій (інфраструктури) на поголів'я зайців в Україні нами не було віднайдено. Однак існують повідомлення про те, що розмір втрат популяції русака на автошляхах у

сусідній Польщі становив близько 20% від середньорічного числа добутих тварин у процесі полювання [519]. Місцеві вчені припускають, що у результаті значного збільшення числа колісних транспортних засобів та інтенсивності їхнього руху, збільшиться і кількість загиблих тварин на дорогах. Наприклад, упродовж 2000–2010 років кількість автомобілів у Польщі зросла на 60%. Наглядною, стосовно таких припущень, є данська статистична інформація, котра показує кількість втрат зайців на її дорогах. Так, упродовж 1958 року втрати виду через рух авто оцінювалися там в 17 000 голів, в 1965 році – 48 000, а вже у 1980 році вони зросли до 77 тис. особин [248].

Опісля гостро лімітуючих впливів метеорологічних умов та сільськогосподарського виробництва, найбільш згадуваною причиною зниження чисельності зайця сірого по всій Європі є хижацтво [199, 83, 44, 212, 339, 471, 531, 505]. Популяція зайця-русака складає найбільшу біомасу хребетних в агроландшафтах розвинених країн Центральної та Південної Європи. Зокрема у сусідній Польщі вона становить близько 90 кг / 100 га та виступає надважливим сегментом у трофічних ланцюгах хижих ссавців і птахів [248]. Тут на зайців полюють лисиця руда, домашні (бродячі та здичавілі) собаки і кішки, хижі птахи – канюки, сови, яструбові та вороніві [157, 211, 519]. При цьому, ряд авторів [464, 472] вважає лисицю звичайну основним ворогом зайців, хижацтво якої, поміж тим, переважно стосується молодняка у весняно-осінній періоді року. Так, рештки зайців фіксувалися у шлунках 7% бродячих собак та 3% кішок [511]. Згодом іншими дослідниками [542] була підрахована сезонна частка зайців і у раціонах лисиць, яка склала: взимку – 28%, навесні – 43%, в літньо-осінній період – 12–15%.

За більш ранніми вітчизняними повідомленнями [157], власне в Українському Лісостепу русак становить значно більшу питому вагу у раціоні лисиці рудої (9,2% і більше), порівняно з іншими природними зонами країни. Тоді як вплив єнотоподібного собаки тут оцінювався близьким до нуля (до 0,6% раціону). Втім, інші автори [102], керуючись результатами тривалих досліджень упродовж 1983–2008 рр., стверджують, що взаємозв'язок лисиці та зайця у системі «хижак–жертва» за коефіцієнтом кореляції є прямим, нижче середнього, з низьким ступенем достовірності, як у степовій зоні (0,392;  $p \leq 0,06$ ), так і в

цілому по Україні (0,412;  $p \leq 0,05$ ).

Переконливі докази про потенційний вплив лисиць на популяції русаків наводять ряд європейських дослідників [490, 504], зазначаючи, що навіть за слабкої кореляції між динаміками і допустимим співвідношенням чисельності видів, подальше зменшення (кероване чи некероване) чисельності хижака завжди зумовлювало зростання поголів'я зайців і навпаки. За даними вчених [248], найбільша залежність ( $r = 0,35$ ;  $p \leq 0,05$ ) спостерігається між щільністю зайців в угіддях та відсотком добування лисиць. У дослідях інших авторів сімейна пара лисиць на індивідуальній ділянці протягом весни-літа винищувала весь приплід зайця сірого. Ними ж встановлено, що середня питома щільність зайця сірого тут була 15 ос./км<sup>2</sup> в зоні екстенсивного контролю за чисельністю лисиць, тоді як в зоні інтенсивного вилучення хижаків щільність зайців сягала 60 ос./км<sup>2</sup> [524].

Інші дрібні хижаки агроландшафтів (ласка, куниця, тхір) здійснюють в основному мізерний непрямий вплив на популяцію русака [519]. Загалом вважається, що валовий відсоток зайців у раціонах хижих ссавців і птахів у літньо-осінній період сягає 58% [517].

За узагальненими результатами [22, 519, 517, 544, 239], можна навести основний перелік тварин, які виявляють хижацтво по відношенню до зайця сірого в лісостеповій зоні Європи: лисиця руда, вовк сірий, бродячі та здичавілі собаки і кішки, майже всі яструбові, лунь очеретяний, ворона сіра, крук, сорока, пугач. Втім, наявний оглядовий матеріал жодним чином не дозволяє дійти конкретизованих висновків щодо поточного впливу перелічених хижаків на популяцію зайця сірого власне у Лісостепу України.

У зоні лісостепу виражених трофічних конкурентів у русака немає. Верещагин Н. Н. [38], а також Бакеев Ю. Н. [14] вказували на перекочування зайців з цілинних земель в інші стації, якщо ті використовуються під інтенсивний випас. Слудский А. А. зі співавторами [356] також вважають худобу і ховрахів головними харчовими конкурентами зайців у Казахстані, на півдні Росії та України. Втім, безпосередньо трофічна конкуренція виду з домашньою худобою навряд чи може бути визначальним фактором у даній ланці взаємодії, оскільки зі списку кормових трав русака худобою використовується лише 38% [157, 74, 391].

Очевидно, значну більшу роль при цьому відіграють супутні перевипасу деградація рослинного покриву пасовищ та підвищений фактор турбування [239, 285].

Природна смертність зайця сірого становить біля 20% [519, 157, 83]. Питання інфекційних та інвазійних хвороб, притаманних виду, досить детально розглядалися з середини ХХ ст. у працях вітчизняних [157, 144, 108, 426] та закордонних вчених [487, 461, 462, 533, 519]. Серед основних інфекцій та інвазій європейських зайців науковці діагностували раніше відомі: туляремію, псевдотуберкульоз, пастерельоз, бруцельоз, кокцидіоз та різноманітні гельмінтози. Інтенсивність та масштабність прояву кожної хвороби залежали від кількісно-якісного стану популяцій, епідемічних, метеорологічних та господарських умов у конкретному регіоні [23, 157, 519, 544].

Останніми десятиліттями привертають увагу окремі закордонні публікації про відкриття EBHS-вірусу. EBHS (*European Brown Hare Syndrome*) у дослівному перекладі з англійської – «синдром європейського коричневого зайця». Вірус – відносно терmostійкий у природних умовах, має виражену видову специфічність. В групі ризику молодняк 5–8-тижневого віку і старше. Перебіг хвороби в інфікованих особин зазвичай гострий, смертність – 70–100% [533]. Втім, згодом дослідження відловлених тварин показали, що майже у всіх особин вироблялися антитіла, що, вочевидь, свідчить про поступове становлення резистентності у виду до нового агенту [519]. Певну інформацію з цього приводу вдалося також віднайти в інтернет-публікаціях Німеччини. Так, у кінці серпня 2004 року земельна служба Баварії підтвердила діагноз EBHS у 52 особин, що були знайдені мертвими на місцевих полях. Пізніше вірус був зафіксований ще в низці регіонів по всій країні, де за підрахунками баварських фахівців наносив збитків місцевій популяції у розмірі від 4 до 56% [247]. Повідомлення про фіксацію осередків зазначеної епідемії на території України донині відсутні.

За сучасними даними [519], основні біотичні та антропогенні фактори, котрі зумовлювали смертність виду, розподілялися наступним чином: хвороби – понад 26%, хижаки – 16% (в т.ч. лисиці – 11%), землеробство – 32,1% (в т.ч.: механізація – 17% та хімізація – 15,1%), полювання – 8,0%. Решта



чинників, серед яких метеорологічні умови, зростання кількості комунікацій, браконьєрство, носили нестабільний і невагомий характер [247].

Підсумовуючи дію всього комплексу лімітуючих екологічних факторів на популяції зайця сірого варто зазначити, що у степовій зоні РФ відхід цьоголіток до осені у середньому сягає 62% [285], у Польщі до 70% [519]. У Лісостеповій правобережній і Лісостеповій лівобережній лісомисливських зонах України, середньорічну загибель молодняка та дорослих особин для обох зон оцінюють у 70 та 30% відповідно [227,295].

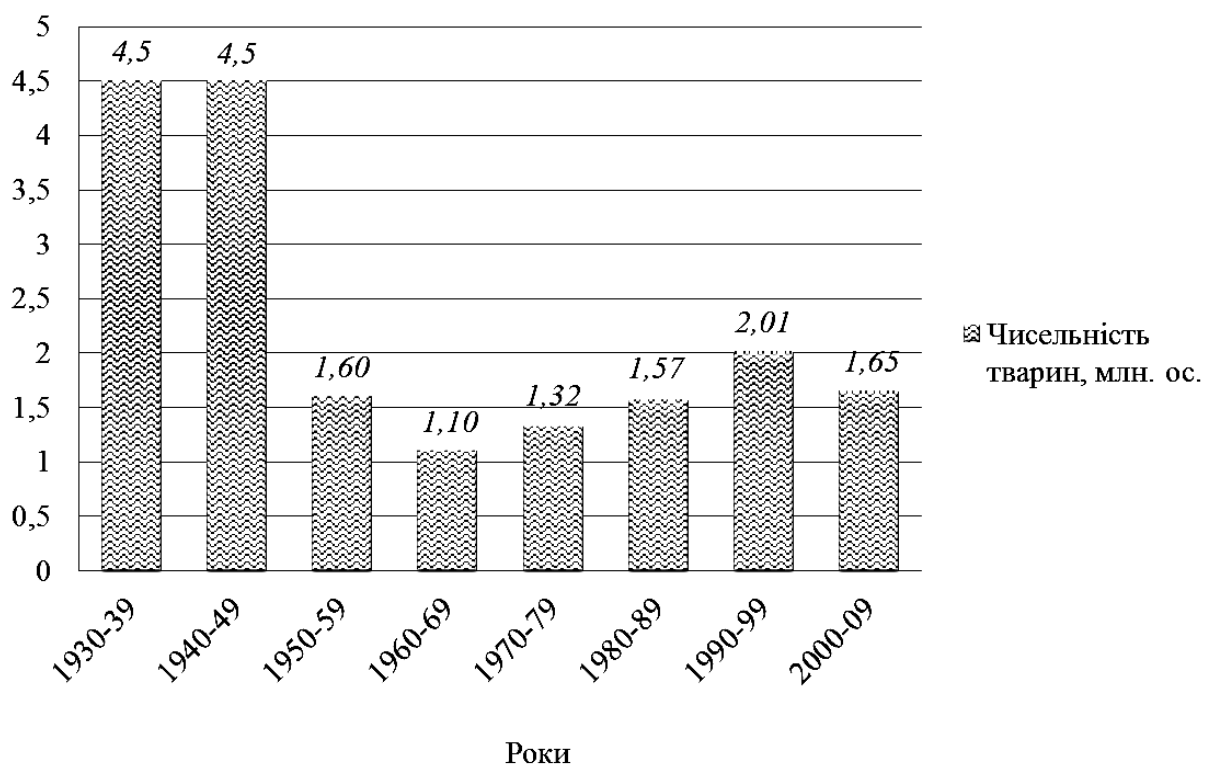
У результаті повсюдного зниження чисельності виду на Європейському континенті з другої половини ХХ ст. [209, 481, 519, 535, 544], заєць сірий включений до Додатку III (*Види фауни, що підлягають охороні*) Бернської Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі [370].

Отже, з аналізу доступних джерел, можна дійти висновку, що кількісно-якісний стан популяції зайця сірого та особливості стаціонального розподілу тварин в межах лісостепової зони Європейського континенту у значній мірі залежать від: метеорологічних умов упродовж року, головним чином тривалості безморозного періоду, глибин снігового покриву та абсолютних мінімумів температур повітря під час появи першого приплоду; структури, мозаїчності (у т.ч. природної) та фіторізноманіття домінуючих агроценозів; рівня індустріалізації і спеціалізації землеробства у цілому; цілорічної доступності пріоритетних кормових ресурсів; хижацького та антропогенного навантаження [79, 171, 157, 83, 519, 48, 285, 44, 530, 468, 474, 521, 26 та ін.]. Втім, характер і сила впливу більшості з вище перелічених екологічних критеріїв на популяцію зайця сірого, в умовах сучасних агроландшафтів України, донині не були встановлені [246]. У зв'язку з цим, особливої актуальності набувають дослідження з виявлення ключових факторів навколишнього середовища, лімітуючих чисельність виду, встановлення поточних ступенів впливу на місцеві угруповання тварин та розробки системи заходів по їх зниженню.

Згідно з обраним напрямом досліджень, присвяченим питанням управління мисливськими ресурсами агроландшафтів, подальші моніторингово-аналітичні досліді проводилися

переважно у розрізі природно-сільськогосподарського районування Лісостепу України.

Заєць сірий, як єдиний господарськокорисний серед мисливської теріофауни і, водночас, фоновий вид місцевих агроландшафтів [157] та біоіндикатор їхнього екологічного стану [403] підлягав поглибленому аналізу. До того ж, більшість повідомлень [215, 209, 157, 138] засвідчили незадовільні тенденції у динаміці чисельності його вітчизняної популяції попри те, що вид досі залишається наймасовішим об'єктом спортивного полювання в осінньо-зимовий період на всій території держави.

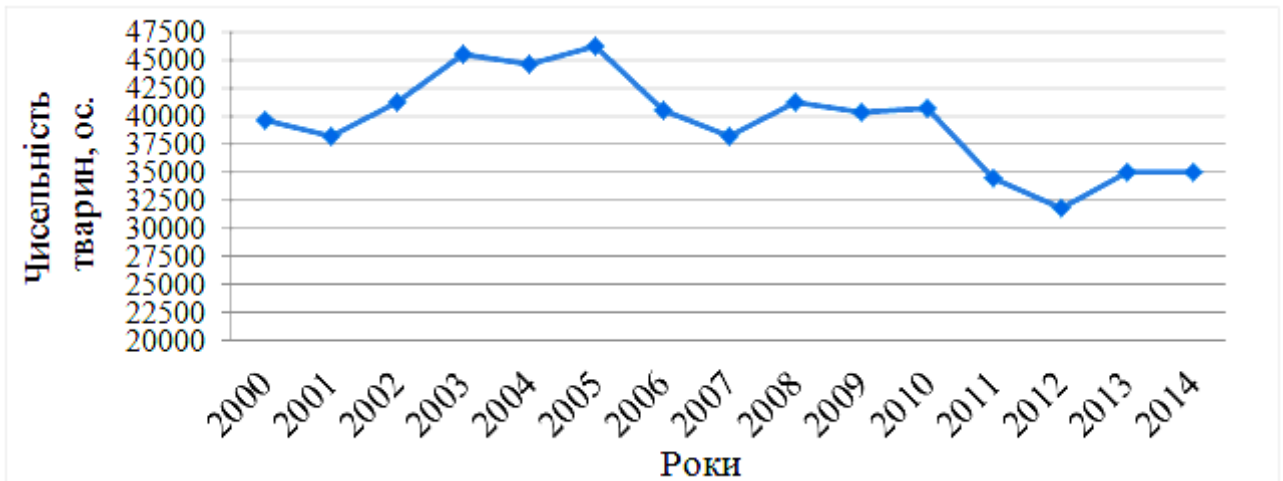


**Рис. 2.1 – Динаміка чисельності зайця сірого в Україні (XX-XXI ст.)**

Аналіз динаміки чисельності тварин у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції (ЛС-1) упродовж останніх

15-ти років засвідчив її виражений флюктууючий тип зі стійкою тенденцією до подальшого хвилеподібного скорочення (рис. 2.2). Виявлена 5–6-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції зайця сірого. Загалом, одному-двом рокам підйому чисельності слідували два роки її відносної стабілізації, з наступними двома роками стрімкого спаду. При цьому, нижні

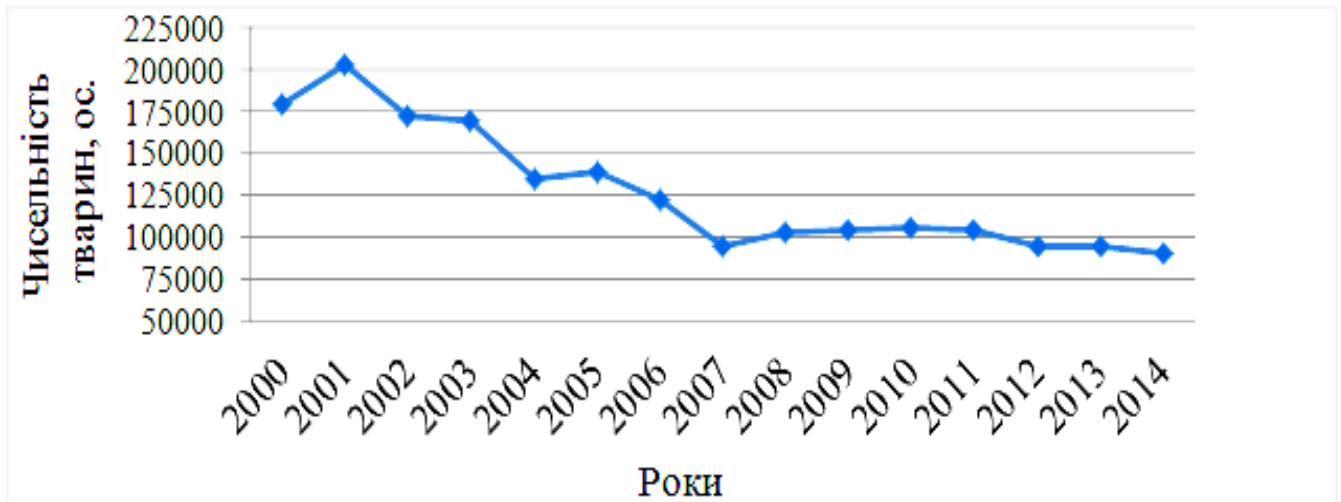
плато стабілізації чисельності не фіксувалися, найменший показник поточної хвилі відразу супроводжувався, у наступному році, початком росту іншої.



**Рис. 2.2 – Динаміка чисельності зайця сірого у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Варто також зауважити – кожен наступний пік не досягав рівня попередніх, що цілком узгоджується з результатами досліджень великих хвиль динаміки чисельності виду упродовж початку-середини минулого століття [157], та, у зв'язку з цим, наразі не залишає місця для оптимістичних прогнозів на найближче майбутнє. Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становила 14,5 тис. ос., або 31,4% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 7 років.

Динаміка чисельності зайця сірого у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (ЛС-2) характеризувалася змішаною картиною, де флюктууючий поступово перейшов у відносно стабільний тип коливань. Так, дослідження продемонстрували хвилеподібне скорочення його поголів'я на 6-ти річному відрізку упродовж 2001-2007 років. Наступні 7 років характеризувалися відносною стабілізацією щільності тварин у вигляді двоступеневого плато – 2007-2012 рр. та 2012-2014 рр., перше з яких можна охарактеризувати як малу хвилю з 3-річною стабілізацією чисельності (рис. 2.3).



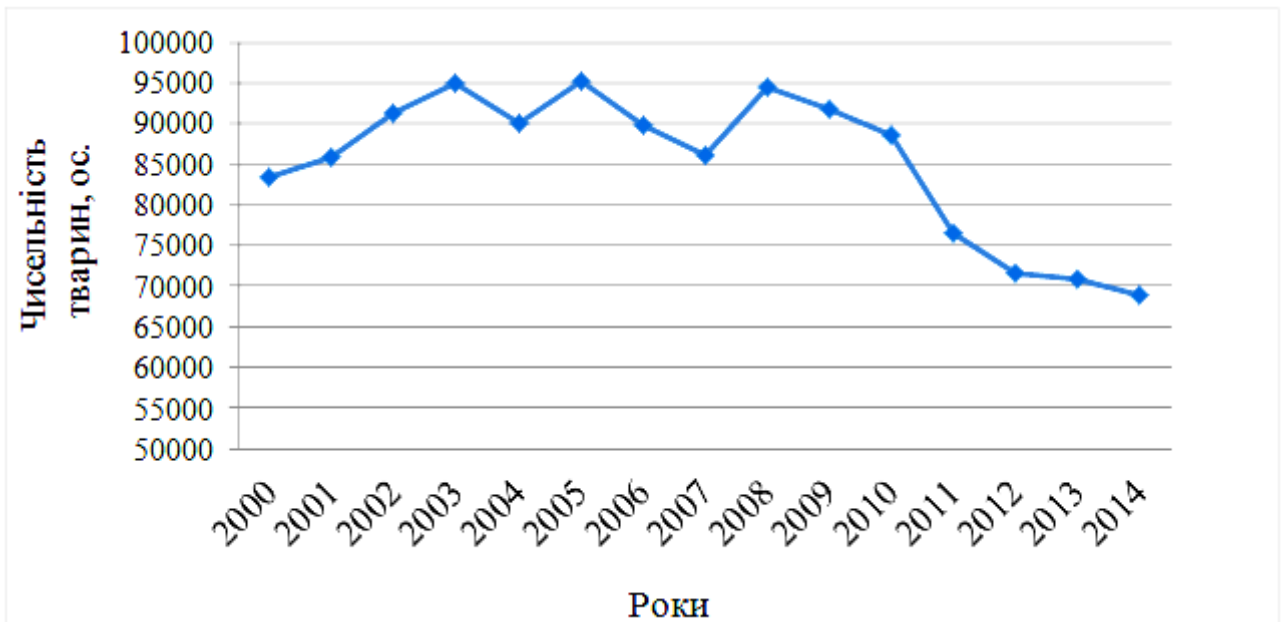
**Рис. 2.3 – Динаміка чисельності зайця у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Як і у Західній провінції, тут кожен наступний пік не досягав рівня попередніх, відзначаючись практично геометричним регресом. Пік максимального розквіту популяції, на даному часовому відрізку, припадав ще на 2001 рік, а найглибшої депресії на 2014 рік. Розмах між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 111,7 тис. ос., або 55,1% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 13 років.

Вивчення динаміки чисельності тварин у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції (ЛС-3) упродовж XXI ст. засвідчило її відносно зрівноважений хвилеподібний характер на відрізку 2000-2010 рр. із подальшим стрімким скороченням (рис. 2.4). Виявлена 2–4-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції. Одному-трьом рокам підйому чисельності слідували один-два роки її спаду. При цьому, верхніх та нижніх плато стабілізації чисельності не фіксувалося.

На відміну від двох попередніх провінцій, піки чисельності зайця сірого тут у 2005 та 2008 роках досягали рівня 2003 року, хоча тенденції, які спостерігалися з 2009 року, також виявилися незадовільними. Розмах між крайніми значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 26,2 тис. ос., або

27,5% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 9 років (2005–2014 рр).

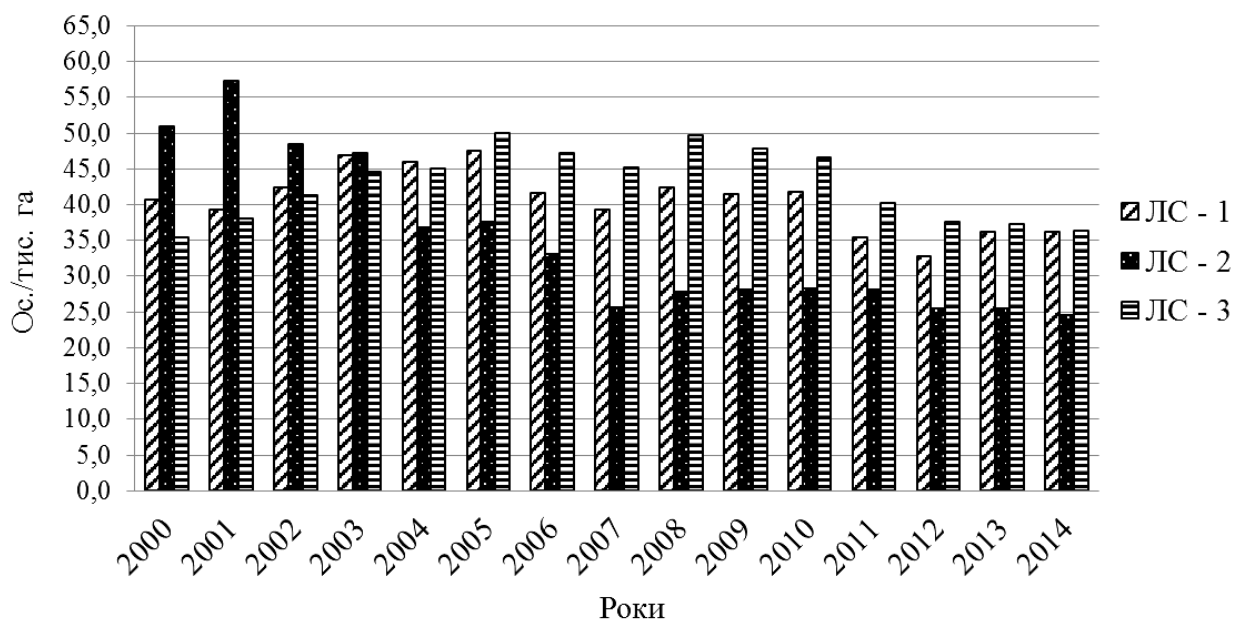


**Рис. 2.4 – Динаміка чисельності зайця сірого у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Для більш об'єктивного аналізу стану місцевих ценопопуляцій зайця сірого варто розглянути динаміку його щільності в окремих провінціях, що дасть змогу наглядно оцінити та порівняти чисельність виду у перерахунку на одиницю площі різних за розмірами територій (рис. 2.5). Упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася на початку століття у Правобережній провінції (57,3 ос./тис. га). Ліміти щільності зайця сірого у Західній та Лівобережній провінціях становили відповідно 32,8–47,5 та 35,4–50,0 ос./тис. га, а розмахи між крайніми значеннями, у свою чергу, склали 30,9 та 29,1% від максимальних. Наприкінці досліджуваного періоду зафіксовано зрівнювання щільності тварин у Західній та Лівобережній провінціях (36,2 і 36,3 ос./тис. га відповідно), тоді як у Правобережній цей показник виявився найнижчим і склав всього 24,6 ос./тис. га, зазнавши сумарного скорочення за останні 13 років на 57,1%.

Співвідношення максимумів щільності виду у природно-сільськогосподарських провінціях ЛС-1 – ЛС-2 – ЛС-3 упродовж XXI ст. характеризувалося наступним співвідношенням – 1:1,21:1,05; тоді як поточний стан речей набув такого виразу –

1:0,68:1, засвідчивши серйозну депресію виду в Правобережній провінції.



**Рис. 2.5 – Щільність угруповання зайця сірого у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (XXI ст.)**

Узагальнені дані розрахунку фактичної та оптимальної щільностей виду у мисливських угіддях Українського лісостепу, упродовж останніх років, наведені в таблиці 2.1. Отже, за останні роки, у жодній з правобережних лісостепових природно-сільськогосподарських провінцій щільність зайця сірого не досягала свого оптимуму. Зокрема у Західній і Правобережній провінціях вона була нижчою за оптимальну відповідно на 16,7% та 35,5%, тоді як у Лівобережній – вищою на 8,2%. Загалом у сучасному Лісостепу України офіційна чисельність зайця сірого становить 85,3% від оптимальної, розрахованої згідно чинних вимог [227]. Для порівняння, у країнах ЄС, за інтенсивного землеробства, щільність зайця сірого в XXI ст. сягає 280 ос./1000 га, тоді як за екстенсивного – близько 800 ос./1000 га і, при цьому, не вважається оптимальною [530].

Тобто, навіть за умовно інтенсивного аграрного виробництва, поточна та оптимальна щільності тварин у вітчизняному Лісостепу менші в 7,0–10,6 разів порівняно до відповідних усереднених даних країн Євросоюзу. При тому що, за природно-географічними особливостями територія нашої

держави вважається однією з найсприятливіших для існування виду у Центрально-Східній Європі [200, 83, 350].

Таблиця 2.1

**Порівняльні дані щільностей зайця сірого у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (M±m, 2010-2014 рр. \*)**

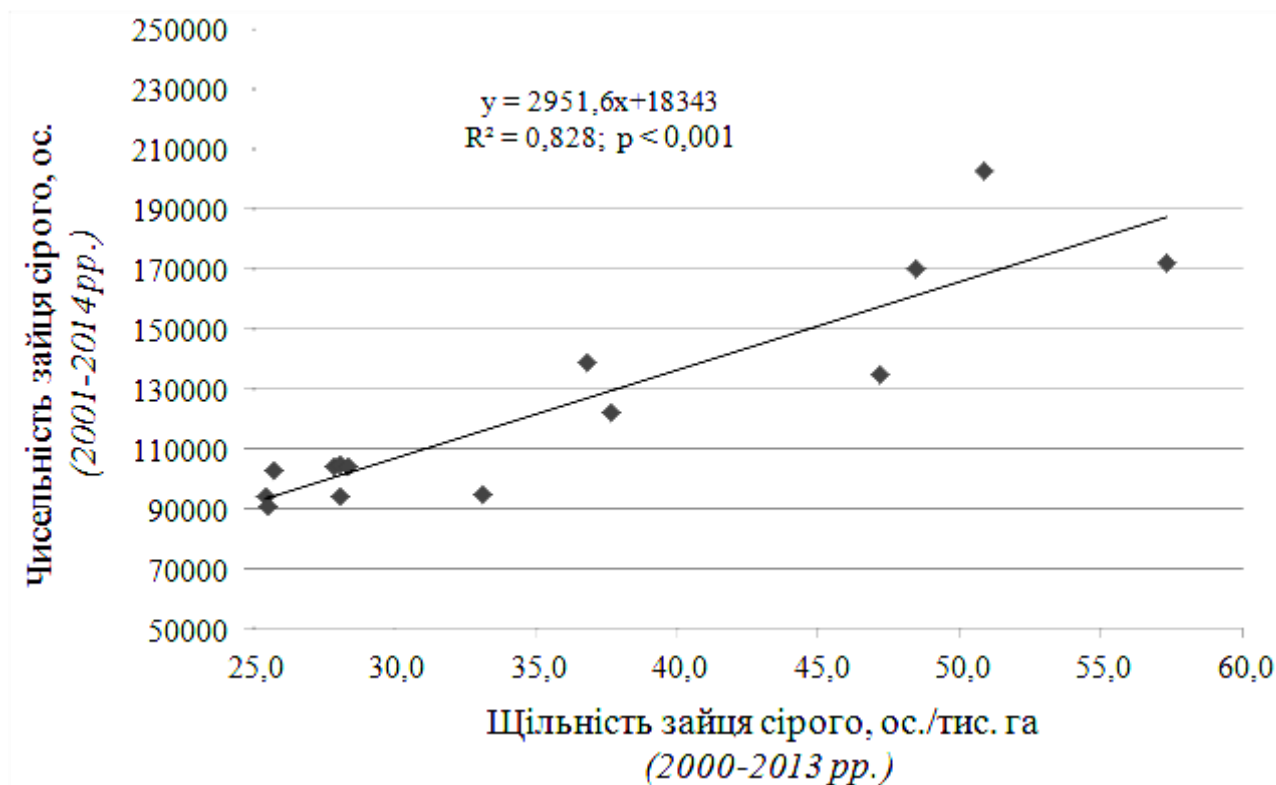
№ п/п	Природно-сільськогосподарські провінції	Щільність, ос./1000 га			Щільність до оптимальної, %
		Фактична	Оптимальна, ≈	різниця, +/-	
1	Лісостепова Західна	36,5 ± 1,47	43,8	-7,3	83,3
2	Лісостепова Правобережна	26,4 ± 0,76	40,9	-14,5	64,5
3	Лісостепова Лівобережна	39,6 ± 1,86	36,6	+3,0	108,2

Примітка. \* – Тут і надалі фактичні та оптимальні щільності популяцій мисливських тварин розраховані за матеріалами зведених форм № 2 – тп (мисливство) «Ведення мисливського господарства» ДССУ [410], згідно уніфікованої державної методики [227].

За окресленої ситуації значний науковий інтерес представляє встановлення залежностей між щільністю виду та його чисельністю в наступному році, оскільки, на наш погляд, це дозволяє зробити опосередковані висновки про частку тварин, яка брала участь у відтворенні за конкретної щільності популяції. Адже загальновідомо, що між щільністю угруповань та інтенсивністю відтворення ссавців більшості видів існує нелінійна залежність [48]. Аналізуючи відповідний графік (рис. 2.6), варто відмітити стійкий лінійний зв'язок ( $r = 0,910$ ;  $p < 0,001$ ) між показниками у всьому досліджуваному діапазоні щільності – від 27,5 до 57,3 ос./тис. га.

Із цього слідує, що у зазначених лімітах щільності виду частка участі тварин у розмноженні не зазнавала суттєвої дестабілізації. Даним показником у 82,8% випадків визначалася кількість тварин у наступному році ( $R^2 = 0,828$ ). Цікавим виглядає той факт, що за незначного коливання щільності виду на

нижньому плато 25,5–28,3 ос./тис. га (2007–2013 рр.) лінійна залежність між показниками істотно слабшала ( $r = 0,542$ ), втрачаючи статистичну значущість.



**Рис. 2.6 – Функціональний зв'язок між щільністю та інтенсивністю відтворення угруповань зайця сірого у Центральному Лісостепу України (ЛС-2, 2000-2014 рр.)**

Чисельність тварин у наступному році менше ніж у третині випадків ( $R^2 = 0,293$ ) визначалася минулорічною щільністю, зазнаючи при цьому періодичного зростання. Отже, можна припустити, що зниження щільності виду до діапазону 25–28 ос./тис. га сприяло інтенсифікації репродуктивних показників місцевої ценопопуляції. Втім, у такому випадку не варто відкидати і зниження лімітуючого порогу інвазійних та інфекційних захворювань, або ж хижацького пресу. Останні, за зниженої щільності представників виду-жертви, могли переорієнтовуватися на інші, більш доступні на той час, кормові ресурси. У даному випадку висловлене припущення про зниження функціональної реакції хижаків на жертви не знаходить логічного підтвердження, оскільки упродовж 2006–2012 років нами встановлено сильний корелятивний зв'язок ( $r = 0,856$ ;  $p < 0,01$ ) між чисельностями зайця сірого та мишовидних



гризунів в агроландшафтах досліджуваної провінції. Подібні механізми саморегуляції щільностей популяцій хребетних – загальновідомі [416], проте вочевидь потребують подальших видових та просторово-часових уточнень.

Аналіз аналогічних регресійних моделей по решті провінцій Українського лісостепу засвідчив слабший ступінь зв'язків між досліджуваними ознаками. Так, для Західної провінції коефіцієнт кореляції ( $r$ ) між щільністю і подальшою чисельністю зайця сірого становив 0,717 при  $p < 0,01$ . Показником щільності виду тут у 51,4% випадків визначалася чисельність тварин у наступному році ( $y = 740,43x + 9162,4$ ;  $p < 0,01$ ;  $R^2 = 0,514$ ). Для Лівобережної провінції відповідний коефіцієнт кореляції був невіргодним ( $r = 0,444$ ). Показником щільності виду тут лише у 19,7% випадків визначалася чисельність тварин у наступному році ( $y = 852,27x + 48533$ ;  $p < 0,1$ ;  $R^2 = 0,197$ ). Звідси очевидно, що у Західній та зокрема Лівобережній природно-сільськогосподарських провінціях динамічність дії екологічних факторів, котрі викликали зміни чисельності виду, була суттєвішою. Відтак, невід'ємною складовою подальших досліджень має стати виявлення та поглиблений аналіз участі конкретних чинників довкілля у регуляції чисельності виду на зазначених територіях.

На початковому етапі реалізації поставленого завдання були розраховані коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ; 2000-2012 рр.) між чисельністю зайця сірого та ключовими, на наш погляд, чинниками довкілля та їх маркерними показниками у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (табл. 2.2), що дало можливість визначити інтенсивність, напрям і статистичну значущість ( $p$ ) зв'язків між результативною та факторними ознаками. Так, серед абіотичних чинників, коливання середньорічної температури перебували у дуже слабкому позитивному зв'язку з чисельність зайців, що вважаю цілком закономірним явищем для фонового аборигенного виду.

Середня температура упродовж зимових місяців слабо корелювала з динамікою чисельності тварин у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (lim = -1,6...-5,2 °C) та, водночас, перебувала у сильному та дуже сильному позитивному зв'язку із цими показниками у Західній (lim = -1,9...-5,4 °C) та Лівобережній (lim = -2,1...-5,5 °C)

провінціях. Отже, за метеорологічних умов, що мали місце в сучасному Українському лісостепу упродовж останніх десятиліть, коливання зимових температур повітря являлися позитивним модифікуючим фактором, зокрема у західній та східній частинах регіону. Варто зауважити, найтісніший зв'язок між досліджуваними ознаками відмічено саме у ЛС-3, порівняно рівнинній провінції з найменшими пересіченістю та лісистістю ландшафтів [169], які частково нівелюють негативний вплив низьких температур на вид [83], створюючи мережу локальних осередків прийняттого мікроклімату.

Середня кількість опадів упродовж зими – один з ключових показників для благополуччя ведення мисливського господарства [118], оскільки саме висота та тривалість залягання снігового покриву визначають сезонну доступність кормів для тварин на значних територіях, а отже, їх виживання та ефективність відтворення. Від згаданих величин у значній мірі залежать витрати на штучну підгодівлю дичини. В усіх природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу відмічений негативний, від дуже слабкого до середнього, зв'язок між кількістю опадів упродовж зими ( $\text{lim} = 28\text{--}73$  мм) та кількістю зайця сірого в угіддях.

Існує достатньо інформації про зв'язок, між кількістю опадів і вологістю повітря на початку літа з динамікою чисельності зайця сірого [83, 157, 79, 280, 519]. Хоча перші два показники певною мірою інтеркорелятивні ( $r_{\text{lim}} = 0,518\text{--}0,899$ ), розглядати їх варто все ж окремо, оскільки з надмірними опадами пов'язують втрати другого приплоду через переохолодження та розлади травлення, тоді як підвищена вологість є стимулюючим фактором розвитку кокцидій (*Coccidiasina*) – основної інвазії, що слугує причиною загибелі молодих тварин [519].

Таблиця 2.2

**Коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ) між чисельністю зайця сірого та чинниками навколишнього середовища**

Екологічні чинники (маркери)	Природно-сільськогосп. провінції					
	ЛС - 1		ЛС - 2		ЛС - 3	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
1	2	3	4	5	6	7
Лісистість території, %	0,705	-	-0,727	0,05	-0,614	-
Полезахисна лісистість, %	-0,557	-	0,399	-	0,667	-

Продовження таблиці 2.2

1	2	3	4	5	6	7	
Середня температура упродовж зими, °С	0,773	0,1	0,363	-	0,960	0,01	
Середньорічна кількість опадів, мм	0,090	-	0,192	-	-0,132	-	
Середня кількість опадів упродовж зими, мм	-0,687	-	-0,296	-	-0,345	-	
Середня кількість опадів упродовж червня, мм	-0,981	0,01	-0,331	-	-0,465	-	
Середньорічна вологість повітря, %	-0,178	-	0,022	-	0,838	0,1	
Середня вологість повітря упродовж червня, %	-0,912	0,05	-0,529	-	0,250	-	
Чисельність ценопопуляції лисиці звичайної, ос.	-0,180	-	-0,231	-	-0,692	-	
Чисельність ценопопуляції єнота уссурійського, ос.	-	-	-0,272	-	-0,105	-	
Штатних працівників у МГ, ос./тис. га угідь	-0,880	0,05	-0,693	0,05	-0,249	-	
Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га мисливських угідь	-0,716	-	-0,558	0,1	-0,712	-	
Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га мисливських угідь	-0,591	-	-	-	-0,621	-	
Автопарк с.-г. техніки, од./тис. га ріллі:	-	-	-	-	-	-	
тракторів	0,433	-	0,688	0,05	0,444	-	
зернових комбайнів	0,444	-	0,611	0,1	0,438	-	
Посівні площі, тис. га:	-0,545	-	0,366	-	-0,656	-	
Зернові	зернові разом	-0,206	-	0,225	-	-0,251	-
	у т.ч. озимі (%)	0,056	-	-0,256	-	0,505	-
	кукурудза на зерно	-0,836	0,1	-0,341	-	-0,813	0,1
	зернобобові	0,573	-	0,906	0,001	0,785	-

## Продовження таблиці 2.2

1		2	3	4	5	6	7	
Технічні	буряк цукровий	-0,415	-	0,755	0,05	-0,431	-	
	соняшник	-0,880	0,05	-0,136		-0,696	-	
	соя	-0,894	0,05	-0,546	0,1	-0,603	-	
Кормові	кукурудза на зелену масу	0,219	-	0,892	0,001	0,335	-	
	однорічні трави	0,318	-	0,651	0,05	0,429	-	
	багаторічні трави	0,263	-	0,835	0,01	0,365	-	
Чисті пари, тис. га		-	-	0,398	-	0,642	-	
Внесення добрив	мінеральних	тис. га	-0,558	-	-0,468	-	-0,670	-
		ц/га	-0,815	0,1	-0,650	0,05	-0,603	-
	органічних	тис. га	0,196	-	0,443	-	0,586	-
		ц/га	0,165	-	0,541	-	0,235	-
Використання пестицидів, кг/га		-0,951	0,01	-0,835	0,01	-0,699	-	
ВРХ усього, тис. гол.		0,393	-	0,789	0,01	0,482	-	
Притягнуто до адміністративної відповідальності за порушення у сферах, чол.:		-	-	-	-	-	-	
охорони та використання природних ресурсів		0,549	-	0,168	-	-0,743	-	
сільського господарства		0,375	-	-0,136	-	0,296	-	
Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>		0,602	-	0,308	-	-0,614	-	
Щільність населення, ос./км <sup>2</sup>		0,466	-	0,602	0,1	0,543	-	
у т.ч. сільського		0,613	-	0,841	0,01	0,583	-	
Врахованих показників, шт.		38		40		40		

У наших дослідженнях кількість опадів ( $lim = 37-121$  мм) та вологість повітря ( $lim = 64-77\%$ ) упродовж червня в ЛС-1 знаходилися у вірогідній дуже сильній негативній кореляції з чисельністю місцевих зайців, тоді як решта провінцій характеризувалися дуже слабкими та слабкими різнонаправленими невірогідними зв'язками між окресленими показниками. Середнього рівня негативна кореляція відмічена також між вологістю повітря ( $lim = 64 - 78\%$ ) упродовж червня та

чисельністю тварин у ЛС-2. Відтак, популяція зайців Лівобережної провінції виявилася найменш чутливою до коливань опадів ( $\text{lim} = 37\text{--}104$  мм) та вологості повітря ( $\text{lim} = 58\text{--}74\%$ ) упродовж червня, проте, була єдиним регіоном де прослідковувався сильний вірогідний зв'язок між чисельністю тварин і середньорічною вологістю повітря ( $\text{lim} = 72\text{--}75\%$ ). Останнє можна пояснити найбільшою розораністю провінції [169], а, отже, і високою залежністю тварин від урожайності сільськогосподарських культур та тривалості збереження незначних площ зеленої біомаси природних та напівприродних фітоценозів, основної складової трофічного ланцюга [157].

Цікавим виглядає той факт, що розрахунок парної лінійної кореляції засвідчив дуже слабкий зв'язок між чисельністю зайців і основних ссавців-хижаків, лисиці звичайної та єнота уссурійського, у ЛС-1 і ЛС-2. Тоді як у ЛС-3 чисельність лисиці ( $\text{lim} = 1341\text{--}1936$  ос., або  $0,70\text{--}1,02$  ос./тис. га) була у негативному середньому зв'язку з кількістю зайців в угіддях, що знову ж таки можна пояснити більшою рівнинністю та сільськогосподарським освоєнням Лівобережного Лісостепу [16]. Так, нещодавно Smith R. зі співавторами [530] дійшли аналогічного висновку – хижацтво лисиці по відношенню до популяції зайця сірого у Західній Європі зростає пасивно, по мірі видозміни ландшафтів до більш відкритих земель. У доповнення до вищезазначеного Груздєв В. В. [83] наголошував – пересіченість та мозаїчність ландшафту по мірі зростання позитивно впливає на відтворення та збереженість популяцій зайця сірого на рівнинних територіях.

Без коментарів варто залишити показники зв'язку динаміки щільності єгерського штату у мисливських угіддях ЛС-1 ( $\text{lim} = 0,09\text{--}0,11$  ос./тис. га) і ЛС-2 ( $\text{lim} = 0,07\text{--}0,14$  ос./тис. га) та чисельності місцевих зайців. Примітно, в окремі роки щільність єгерів, як маркерного показника рівня охоронних заходів, не досягала встановлених законодавством [311] нормативів – одна особа на 5 тис. га лісових або 10 тис. га польових і водно-болотних мисливських угідь. Проте, за достовірного негативного рівня кореляції між згаданими показниками, першочергову увагу варто звернути не на укомплектованість єгерського штату, а на виконання працівниками галузі службових обов'язків.

Не підлягають логічному поясненню і дані кореляції між витратами на охорону і кількістю тварин в угіддях. В усіх трьох провінціях зв'язок був від середнього до сильного ступенів, без виключення негативним. Вважаю, що даний показник безпосередньо пов'язаний з попереднім і підкреслює припущення про зростання браконьєрського тиску саме з боку працівників МГ, за збільшення фінансових надходжень на автомобільне пересування угіддями. Подібні повідомлення регулярно лунають зі шпальт публіцистичних видань і виглядають, нажаль, закономірністю для польових угідь, котрі переважно знаходяться у користуванні збиткових громадських організацій, зі слабкими фінансуванням та державним наглядом.

Стосовно графі «Витрати на штучне розведення дичини», скоріше має місце логічна оберненість зв'язків з чисельністю зайця, оскільки вид у країні останніми десятиліттями не підлягав штучному розведенню та масовій реінтродукції [215]. Відтак, переорієнтація господарств на штучне розведення іншої, перспективнішої в цьому контексті дичини (фазан звичайний, крижень), очевидно супроводжувалася послабленням охорони решти видів, у даному випадку зайця сірого.

Як непрямий показник навантаження на мисливську фауну процесів агрономізації нами були розраховані та використані дані щільності тракторів та зернозбиральних комбайнів на одиницю площі ріллі в угіддях. У Західній ( $lim = 4-14$  од./тис. га) та Лівобережній ( $lim = 6-12$  од./тис. га) природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу динаміка автопарку тракторів мала слабкий позитивний зв'язок з чисельністю зайця сірого. Теж саме стосувалося і автопарку зернозбиральних комбайнів. У ЛС-2 зв'язок в обох випадках також був позитивний, достовірно середній.

Відтак, на перший погляд, можна дійти висновку, про нешкідливість даного виду антропогенного навантаження на фауністичні комплекси польової дичини у місцевих агроландшафтах, попри суперечливі повідомлення ряду авторів [23, 26]. Втім, інші результати отримуємо, якщо розглянемо ці показники як маркерні кількості, а отже і дрібності займаних площ, сільськогосподарських підприємств. Це, у свою чергу, може слугувати непрямую, проте переконливою, ознакою ступеня антропогенної мозаїчності агроландшафтів. Наприклад, у

Хмельницькій області, упродовж 2005–2012 рр., навантаження тракторів на одиницю площі ріллі перебувало у сильному вірогідному зв'язку ( $r = 0,744$ ;  $p < 0,1$ ) з кількістю діючих сільськогосподарських підприємств усіх форм господарювання [375]. Аналогічні тенденції відмічено у решті адміністративних областей Українського лісостепу [371, 373, 376, 374].

Отже, питання шкідливості для угруповань зайця сірого різних ступенів навантаження сільськогосподарської техніки на польові угіддя окремих провінцій, у процесі наукового аналізу непрямих чинників, лишилося нерозкритим та, вочевидь, потребує постановки цільових експериментальних досліджень.

Про узагальнений негативний вплив сільськогосподарської діяльності на чисельність виду можна судити з його кореляційних зв'язків із посівними площами зони. Так, лише у ЛС-2 даний зв'язок був слабким позитивним, тоді як в ЛС-1 та ЛС-3 – середнім негативним. Зокрема, дуже слабкі різновекторні зв'язки відмічено з посівними площами зернових в усіх провінція. Проте, власне площі озимих зернових позитивно у середньому ступені корелювали з кількістю тварин у ЛС-3, що знову ж таки вказує на логічне збільшення залежності тварин від агрофакторів, особливо у осінньо-зимовий період, зі зростанням розораності угідь у ХХІ ст. ( $\lim_{\text{ЛС-3}} = 75,6\text{--}82,7\%$ ). Незрозумілим виглядає факт несуттєвого впливу озимих посівів на ценопопуляції тварин у ЛС-1 та ЛС-2. Проте, можна припустити, що за нижчої розораності провінцій ( $\lim_{\text{ЛС-1}} = 50,3\text{--}57,4\%$ ;  $\lim_{\text{ЛС-2}} = 40,6\text{--}67,7\%$ ), вони слугували особливо привабливими ділянками для зайців, де останні піддавалися посиленому мисливському та браконьєрському тиску [367, 220, 100].

Частка інтродуцентів соняшника та кукурудзи на зерно, у структурі посівних площ, очевидно справляли негативний вплив на динаміку чисельності зайця сірого в усіх провінціях. При цьому, ЛС-2 ( $\lim_{\text{кук.}} = 2,2\text{--}16,1\%$ ;  $\lim_{\text{сон.}} = 0,4\text{--}10,7\%$ ) характеризувалася найменшим проявом згаданих чинників, дуже слабким та слабким відповідно. Тоді як у ЛС-1 ( $\lim_{\text{кук.}} = 3,2\text{--}14,2\%$ ;  $\lim_{\text{сон.}} = 0,2\text{--}1,7\%$ ) та ЛС-3 ( $\lim_{\text{кук.}} = 8,1\text{--}26,2\%$ ;  $\lim_{\text{сон.}} = 10,5\text{--}14,0\%$ ) зв'язки були сильно негативними, переважно вірогідними. Отримані результати узгоджуються з даними інших авторів [46, 44, 48], які наголошують на шкідливому впливі посівів високостеблових культур на чисельність зайця сірого, що,

скоріше, варто пов'язувати з етологічними особливостями виду [83]. Попри віднесення сої до групи пріоритетних кормів для зайця [157], площі її посівів також негативно корелювали з чисельністю тварин. Вважаю, логічне пояснення цьому приховане у сучасній ресурсоємній технології вирощування даної просапної культури, котре передбачає значну кількість агротехнічних та агрохімічних операцій [137].

Про негативний вплив на чисельність виду площ просапних культур існує достатньо повідомлень [248, 26, 519]. Показовими, у даному випадку, є зв'язки між посівами буряків і кількістю зайців в угіддях. У Західній ( $\lim_{\text{бур.}} = 5,1-9,2\%$ ) та Лівобережній ( $\lim_{\text{бур.}} = 3,3-4,9\%$ ) провінціях вони були у рівній мірі слабкими негативними. Тоді як у Правобережній ( $\lim_{\text{бур.}} = 2,9-7,2\%$ ) – вірогідно сильними позитивними, чому важко знайти наукове пояснення, з огляду на те, що у структурі посівних площ колювання їх посівів були схожими з такими у ЛС-1.

Посіви зернобобових, однорічних і багаторічних трав, котрі є пріоритетними сільськогосподарськими культурами у раціоні зайця сірого [157] мали позитивні, від дуже слабких до дуже сильних, зв'язки з чисельністю тварин в усіх досліджуваних провінціях ( $\lim_{\text{ЛС-1}} (\Sigma_s) = 6,6-20,6\%$ ;  $\lim_{\text{ЛС-3}} (\Sigma_s) = 5,8-16,3\%$ ). При цьому, у ЛС-2 ( $\lim (\Sigma_s) = 7,7-26,5\%$ ) вони були найсильнішими та вірогідними, а сумарні площі зазначених культур займали, у середньому, на 3,5 та 6,0% більшу частку у структурах посівних площ, порівняно з ЛС-1 та ЛС-3 відповідно. Останнє знову ж таки підкреслює позитивний вплив низки агрочинників, що нині склалися у Правобережній провінції, з одного боку, та по іншому характеризують її, порівняно з ЛС-1, з іншого.

Варто нагадати, що лісомисливське районування в нашій державі не передбачає [295] поділ Правобережного Лісостепу на окремі зони. У той час, нами неодноразово демонструвалися відмінності між динаміками чисельності та впливом одних і тих самих екологічних факторів на щільність зайця сірого у ЛС-1 та ЛС-2, що, очевидно, можна використати як передумову до перегляду окремих аспектів мисливського районування агроландшафтів регіону.

Площі чистих парів мали позитивний зв'язок з чисельністю тварин у слабкому та середньому ступенях, відповідно у Правобережному та Лівобережному Лісостепу України.



У підтвердження ряду повідомлень [23, 404, 26, 401], зв'язок між інтенсивністю використання мінеральних добрив та чисельністю тварин в угіддях усіх провінцій був оберненим, від слабкого до сильного ступеня. Примітно, що тіснота зв'язків між кількістю зайців та нормами внесення хімікатів на одиницю площі у ЛС-1 (lim = 0,70–1,30 ц/га) та ЛС-2 (lim = 0,53– 1,20 ц/га), будучи статистично значущою, суттєво перевищувала невірогідну тісноту зв'язків між площами під внесеними добривами і чисельністю тварин. На наш погляд, це є опосередкованим, проте досить переконливим, доказом негативного впливу на стан ценопопуляцій зайця сірого саме діючих речовин міндобрив, а не додаткових агротехнічних робіт, якими супроводжується їх внесення. Разом з тим, у ЛС-3 різниця між силою зв'язків «*норми внесення (ц/га) / чисельність тварин*» та «*площі внесення (га) / чисельність тварин*» була несуттєвою, втім і діапазон агрохімічного навантаження на угіддя був відчутно меншим (lim = 0,52–0,92 ц/га) порівняно до правобережжя Лісостепу.

Показники кореляційних зв'язків між площами і нормами внесеннями органічних добрив та чисельністю зайців у досліджуваних провінціях були позитивними невірогідними, від дуже слабких до середніх ступенів. З одного боку, це не підлягає логічному поясненню, оскільки внесення добрив супроводжується додатковими технологічними операціями, які являють собою, як мінімум, фактор турбування. Ми оцінюємо цей показник як заключний індикаторний, що завершує ланцюг маркерних та власне причинних факторів, а саме: III-норми внесення гною – маркерний фінальний; II-чисельність худоби – маркерний проміжний; I-сівозміна «під ВРХ» – першопричинний. Отже, кількість внесеного гною та поголів'я худоби нині, вочевидь, позитивно характеризують якість сівозмін, як захисно-кормових біотопів для русака. Підтвердженням цьому слугують прямі, від слабкого до сильного ступенів, корелятивні зв'язки між площами кормових трав, поголів'ям худоби та чисельністю зайців у всьому регіоні досліджень.

Попри загальні уявлення, що домашня худоба виступає трофічним конкурентом виду, страваючи пасовища та створюючи фактор турбування [38, 14, 356], нами отримано протилежні результати. Очевидно пояснення цьому варто шукати

у катастрофічному скороченні поголів'я ВРХ та масовому відході підприємств від екстенсивних випасних та стійлово-випасних технологій виробництва молочно-м'ясної продукції скотарства [284, 391, 163]. Так, за нашими підрахунками, лише з 2000-го по 2011-й досліджувані роки, валова чисельність худоби у всіх категоріях господарств окремих природно-сільськогосподарських провінцій Лісостепу зазнала наступного скорочення: ЛС-1 – 47,1%, ЛС-2 – 46,1%, ЛС-3 – 52,5% та продовжує скорочуватися нині [34]. Частка корів населення, основної випасної групи худоби [74], зазнала ще більшого зменшення, відповідно: -65,9%, -68,1% і -66,7%.

За чисельними повідомленнями [23, 270, 26, 404, 402, 544, 519], вітчизняних та зарубіжних вчених нині одним з найбільш згубних антропогенних чинників для корисної польової фауни на орних землях всього Європейського континенту є застосування пестицидів. При цьому автори наголошують – негативна дія агрохімікатів на тварин полягає не тільки і не стільки в тому, що вони можуть безпосередньо викликати їх швидку загибель у результаті гострого отруєння. Хімічні речовини навіть у незначних дозах здатні погіршувати загальний стан організму, пригнічувати метаболічні процеси, призводити до негативних морфо-фізіологічних змін у репродуктивному апараті [401] та, відповідно, зумовлювати сповільнення темпів відновлення місцевих ценопопуляцій. Не винятком стали і результати наших досліджень по встановленню зв'язків між інтенсивністю використання хімікатів та динамікою чисельності зайця сірого. Так, у ЛС-1 коефіцієнт кореляції між показниками був дуже сильним оберненим вірогідним, тоді як в решті провінцій ці показники теж були обернено корелятивні у сильному ступені. Примітно, що негативний вплив пестицидів на тварин зростав зі сходу на захід країни. Очевидно пояснення цьому варто шукати у лімітах використання хімікатів упродовж 2000-2011 років: ЛС-1 – 0,56–1,79 кг/га; ЛС-2 – 0,15–2,08 кг/га; ЛС-3 – 0,25–2,20 кг/га. Відтак, у Західній провінції мінімальні норми внесення пестицидів на 1 га площі у 2,2 та 3,7 разів перевищували дані показники ЛС-2 та ЛС-3 відповідно.

Аналіз корелятивних зв'язків між чисельністю зайців та маркерними показниками негативного антропогенного впливу – боротьби з порушеннями у сферах використання природних

ресурсів та сільського господарства засвідчив різноспрямовані невірогідні тенденції з варіацією ступенів зв'язків від дуже слабких до сильних. Ліміти притягнення до адміністративної відповідальності упродовж досліджуваного періоду склали всього від 0,67 до 13,4 тис. ос. на рік по всьому регіоні досліджень. Це свідчить про аномальну низьку кількість притягнутих осіб на душу населення попри те, що надходили численні повідомлення від громадян, а засоби масової інформації невпинно висвітлювали подібні порушення з веб-сторінок, телеекранів та шпальт друкованих видань [388, 30, 418, 29, 219, 28, 332]. Як приклад, можна навести дані 2008 року, коли загальна чисельність незаконно добутих зайців в Україні, за даними державної форми статистичної звітності 2-тп «мисливство», склала 36 голів, тобто – лише 0,00002% від загальної їх кількості...

При цьому варто зазначити, що у державі неофіційно налічується близько 2 млн браконьєрів [418]. Тож, виходить, на кожного з них припало по 0,000018 ос. добутого зайця сірого у рік – одного з найпоширеніших об'єктів браконьєрських полювань в Україні [349, 138]. Тоді ж, кількість незаконно впольованих зайців власне у Лісостепу сягнула 13 голів. При цьому, всі вони чомусь були добуті виключно на Вінниччині. Це склало 0,0002% від їх загальної кількості та лише 0,002% від числа законно добутих тварин в області. Отже, у решті лісостепових областей упродовж року, за даними звітності користувачів мисливських угідь, взагалі не було виявлено фактів браконьєрства по даному виду, попри протилежні повідомлення ЗМІ. Станом на 2014 рік в Україні фіксувалося 20 голів незаконно добутих зайців та 49 голів – виявлених загиблими на полях з різних причин. Для Лісостепу ці цифри склали 8 та 0 голів відповідно. Примітно, що 7 з 8 особин були відстріляні браконьєрами у тій же Вінницькій області.

Таким чином, подібна інформація не витримує жодної критики, суперечить основній масі повідомлень громадськості, ЗМІ та спеціалістів [117, 33, 113, 40, 104, 387, 31, 445], а відтак наукова надійність конкретних кореляційних зв'язків виглядає досить сумнівною. Варто додати, у результаті науково-практичного опрацювання окресленого питання, нами було рекомендовано державі збільшити розмір штрафів за незаконне

добування зайця сірого з 500 до 7000 грн. Дану пропозицію було ухвалено у червні 2015 року, під час засідання міжвідомчої робочої групи при ДАЛРУ з розгляду «Такс» [309], та затверджено Мінекології і МінАПК [308].

Кореляційний аналіз між динамікою чисельності тварин та розвитком інфраструктурної мережі угідь (щільністю автодоріг) засвідчив середній негативний зв'язок у ЛС-3 та слабкий і середній позитивні зв'язки у ЛС-2 та ЛС-1 відповідно. З цього можна зробити припущення, що негативний вплив автотранспорту, характерний для відносно рівнинного та малозалісеного ( $lim = 9,15-9,89\%$ ) Лівобережного лісостепу, мав закономірно обернений ефект у більш мозаїчному і залісеному ( $lim = 12,90-15,03\%$ ) його Правобережжі.

Чи не єдиним з антропогенних чинників, що справляв стійкий позитивний вплив по усьому Лісостепу на чисельність зайця сірого була щільність людського населення. З одного боку цей показник можна розглядати як потенційно негативний, котрий визначає рівень рекреаційного тиску і різноманітних форм освоєння територій, а отже – фактора турбування та деградації осередків існування тварин. Тому, з даного показника було виокремлено додатковий – «щільність сільського населення». На наше переконання цей чинник нині може опосередковано характеризувати ландшафтний стан сільських селітебних територій та околиць населених пунктів у ракурсі оцінки відсотка площ під екстенсивним багатогалузевим землеробством, а отже – поліпшених стацій існування та сприятливих кормових сівозмін для диких тварин, і, у меншій мірі, техногенного навантаження.

Кореляційні зв'язки чисельності тварин зі щільністю сільського населення були тіснішими у ЛС-1 ( $lim = 44,1-47,2$  ос./км<sup>2</sup>) та ЛС-2 ( $lim = 29,1-36,5$  ос./км<sup>2</sup>), порівняно до його загальної кількості, тоді як у ЛС-3 ( $lim = 20,2-23,9$  ос./км<sup>2</sup>) ці показники були тотожними. Отже, найтісніший вірогідний зв'язок між досліджуваними ознаками спостерігався у ЛС-2, за середньої щільності сільського населення – 32,8 ос./км<sup>2</sup>, що, порівняно до ЛС-1 та ЛС-3, склало: -12,9 та +10,7 ос./км<sup>2</sup> відповідно. Відтак, попри загалом негативний вплив поточного інтенсивного землеробства, ефект щільності сільського населення (сільських селітебних територій) у зазначених лімітах, можна

розглядати як позитивний непрямий (маркерний) екологічний чинник.

За результатами проведених досліджень статистично значущі кореляційні зв'язки між чисельністю зайця сірого і факторами середовища та їх маркерними показниками розподілялися наступним чином (позитивні / негативні):

❖ ЛС-1 – Середня температура упродовж зими / *Середня кількість опадів упродовж червня; середня вологість повітря упродовж червня; штатних працівників у МГ; площі посіву кукурудзи на зерно, соняшника і сої; внесення мінеральних добрив та пестицидів.*

❖ ЛС-2 – Автопарк с.-г. техніки; посівні площі зернобобових, буряка цукрового, кукурудзи на зелену масу, однорічних та багаторічних кормових трав; чисельність ВРХ; щільність населення / *Лісистість територій; кількість штатних працівників у МГ; витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів; площі посіву сої; норми внесення мінеральних добрив і пестицидів.*

❖ ЛС-3 – Середня температура упродовж зими; середньорічна вологість повітря, чисельність корів у населення / *площа посіву кукурудзи на зерно.*

Отже, у Західній провінції на один позитивний кліматичний фактор припадало два негативних тієї ж групи та шість антропогенних, переважно сільськогосподарських чинників. Тоді як у решті провінцій антропогенні фактори різнонаправленої дії були відносно збалансовані. У ЛС-2 жоден з кліматичних чинників не проявляв статистично значущого впливу на тварин, а єдиним агрофактором у ЛС-3, вірогідно лімітуючим розмір ценопопуляції зайця сірого, була площа під кукурудзою на зерно.

Таким чином, посіви кукурудзи на зерно, соняшника і сої, внесення мінеральних добрив та пестицидів, у вищезазначених діапазонах, були найбільш вираженими лімітуючими чисельність виду чинниками, спільними для всіх природно-сільськогосподарських провінцій сучасного Лісостепу України. Примітно, що з п'яти наведених обмежуючих факторів усі відносилися до підгрупи сільськогосподарські.

У ході встановлення ступенів прямого впливу чинників довкілля на чисельність зайця сірого в окремих природно-сільськогосподарських провінціях Українського лісостепу,

шляхом множинного регресійного аналізу, були одержані наступні результати (табл. 2.3).

У ЛС-1 лінійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали лише чотири фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю з рештою виявлених статистично значущих чинників (див. табл. 2.2). Зокрема, на два абіотичні чинника підгрупи кліматичні припадало два антропогенні – підгрупи сільськогосподарські.

Таблиця 2.3

**Параметри лінійної регресії між чисельністю зайця сірого та чинниками навколишнього середовища у ЛС-1 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)		Приватний коефіцієнт регресії, b	Прив. коефіцієнт еластичності, E
	назва, од. виміру	ліміти дії, min / max		
1	Середня температура упродовж зими, °С	-5,4 / -1,9	5951,8	0,52
2	Середня кількість опадів упродовж червня, мм	37,0 / 121,0	-253,3	-0,49
3	Площі під кукурудзою на зерно, тис. га	25,8 / 110,5	-15,8	-0,03
4	Використання пестицидів, кг/га	0,6 / 1,8	-5100,4	-0,13

З даних таблиці видно, що з чотирьох виявлених чинників три здійснювали лімітуючий вплив на кількісні характеристики місцевої ценопопуляції зайця сірого. Відтак, площі під кукурудзою на зерно та норми внесення пестицидів здійснювали тут дуже слабкий лімітуючий вплив на чисельність тварин. Переважаючий різновекторний, у середньому ступені, вплив на чисельну структуру ценопопуляції зайця сірого у ЛС-1 здійснювали модифікуючі фактори: середньозимова температура та рівень опадів на початку літа, у співвідношеннях наближених до 2:1, проте зазначені чинники не піддаються корекції.

Отже, за існуючих параметрів землеробства, які склалися упродовж минулого-теперішнього десятиліть в агроценозах Західної провінції, зменшення або дроблення площ під кукурудзою на зерно та норм внесення пестицидів, вочевидь,

сприятиме у слабкому ступені відновленню чисельності місцевої ценопопуляції зайця сірого.

У ЛС-2 лінійний регресійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали вісім не мультиколінеарних з п'ятнадцяти статистично значущих факторів (табл. 2.4).

Таблиця 2.4

**Параметри лінійної регресії між чисельністю зайця сірого та чинниками навколишнього середовища у ЛС-2 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)		Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
	назва, од. виміру	ліміти дії, min / max		
1	Лісистість територій, %	12,9/14,3	-865,9	-0,19
2	Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га	147,9/1088,1	-24,3	-0,22
3	Автопарк зернових комбайнів, од./тис. га ріллі	1,2 / 3,5	5241,2	0,17
4	Площі під зернобобовими, тис. га	12,9/55,2	2277,9	0,92
5	Площі під цукровими буряками, тис. га	28,2/112,6	851,2	0,86
6	Площі під соєю, тис. га	0,4/119,7	-91,4	-0,07
7	Використання пестицидів, кг/га	0,2 / 2,1	-35231,4	-0,58
8	Щільність сільського населення, ос./км <sup>2</sup>	29 / 36	12482,7	6,35

Модифікуючого впливу кліматичних чинників не зафіксовано. Натомість, лімітуючий вплив здійснювався двома сільсько-господарськими, одним мисливськогосподарським та одним ландшафтним чинниками (маркерами). При цьому, три аграрні фактори та один демографічний маркер мали суттєвий позитивний вплив на чисельність виду.

Отже, за існуючих параметрів землеробства, які склалися упродовж минулого-теперішнього десятиліть у ЛС-2, наближення частки посівів зернобобових та цукрових буряків до рівнів 3,5% (55,2 тис. га) і 7,1% (112,6 тис. га) у структурі посівних площ

відповідно, а також мінімізація застосування пестицидів, суттєво сприятиме відновленню чисельності місцевої ценопопуляції зайця сірого.

У ЛС-3 лінійний регресійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали всі чинники зі статистично значущим коефіцієнтом кореляції. Зафіксовано досить виражений модифікуючий вплив кліматичних факторів, зокрема середньорічної вологості повітря. Решта чинників виявилися сільськогосподарськими, різновекторної дії (табл. 2.5).

Таблиця 2.5

**Параметри лінійної регресії між чисельністю зайця сірого та факторами навколишнього середовища у ЛС-3 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/ п	Екологічні чинники (маркери)		Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
	назва, од. виміру	ліміти дії, min / max		
1	Середня температура упродовж зими, °C	-5,5 / -2,1	12022,7	0,54
2	Середньорічна вологість повітря, %	71,9 / 75,1	8262,0	7,37
3	Площі під кукурудзою на зерно, тис. га	127,0 / 448,0	-54,5	-0,19
4	ВРХ у населення, тис. гол.	100,7 / 150,9	137,5	0,20

Отже, за існуючих параметрів землеробства, які склалися упродовж минулого-теперішнього десятиліття у ЛС-3, скорочення посівних площ кукурудзи на зерно та підтримання чисельності ВРХ у населення (останнє, вочевидь, є маркерним показником сезонної кормової ємності угідь [174]) на рівні зазначених лімітів має у певній мірі інтенсифікувати відновлення чисельності місцевої ценопопуляції зайця сірого.

Отже, упродовж останніх 15-ти років щільність зайця сірого не досягала свого оптимуму у Західній (ЛС-1) та Правобережній (ЛС-2) лісостепових природно-сільськогосподарських провінціях. Так, у ЛС-1 та ЛС-2 вона була нижчою за оптимальну відповідно на 16,7 та 35,5%, тоді як у Лівобережній (ЛС-3) – вищою на 8,2%, що не підтверджується польовими спостереженнями. Як



результат, нині у Лісостепу України чисельність тварин становить лише 85,3% від умовно оптимальної.

Із досліджуваних чинників навколишнього природного середовища 51,9% були лімітуючими та 48,1% – стимулюючими чисельність зайця сірого, з яких відповідно 22,2 та 40,7% належали до підгрупи «сільськогосподарські». Серед них площі під посівами кукурудзи на зерно ( $r = -0,341 \dots -0,836$ ;  $E = -0,03 \dots -0,19$ ;  $p < 0,1$ ), соняшника ( $r = -0,136 \dots -0,880$ ;  $p < 0,05$ ) і сої ( $r = -0,546 \dots -0,894$ ;  $E = -0,07$ ;  $p < 0,1-0,05$ ), норми внесення мінеральних добрив ( $r = -0,603 \dots -0,815$ ;  $p < 0,1-0,05$ ) та пестицидів ( $r = -0,699 \dots -0,951$ ;  $E = -0,13 \dots -0,58$ ;  $p < 0,01$ ) у досліджуваних діапазонах були особливо вираженими чинниками, що лімітують чисельність виду, спільними для всіх природно-сільськогосподарських провінцій сучасного Лісостепу України.



**Лисиця звичайна або руда** (*Vulpes Vulpes* Linnaeus, 1758) – представник ряду хижі (*Carnivora*) родини собачі (*Canidae*) роду лисиці (*Vulpes*). Осілий аборигенний вид, котрий повсюдно заселяє агроландшафти, відкриті, напівзакриті і, подекуди, закриті природні угіддя та навіть селітебні території помірного кліматичного поясу [270, 22, 41, 181, 417, 182, 333, 185, 355].

Лисицю звичайну не можливо однозначно оцінювати як корисний, або шкідливий вид для сільського та мисливського господарств. Оскільки у першому випадку тварини є лідерами у знищенні мишоподібних гризунів [191, 69]. Одна особина за ніч здатна знищувати до сотні полівок [65], тим самим зберігаючи до 6 тонн зерна на рік [73]. У той же час лисиця являється основним джерелом розповсюдження сказу в екосистемах Європейського континенту [23, 182, 428, 458, 498]. Для мисливського господарства країни вид колись був корисний цінним хутром та досі користується значним соціальним попитом, як об'єкт аматорського полювання [270], втім повсюдно вважається також основним хижаком відносно більшості осілих корисних видів польової дичини [519, 544, 22, 44, 85, 102, 340, 142].

З радянських часів і донині лисиця займає провідне промислове значення серед решти хижих хутрових звірів України, чисельність якої у середині ХХ століття становила тут

близько 200–250 тис. особин [209]. Станом на 1999 рік кількість тварин сягала 126,9 тис. особин, а вже 2014 року в країні нараховувалося лише 71,0 тис. особин [434], за щільності 2 ос. на 1000 га угідь. Сучасна щільність населення популяції у країні коливається в межах 1,5–2,9 ос./1000 га, що, поміж тим, і досі значно перевищує встановлені ветеринарно-санітарні вимоги.

Зменшення чисельності лисиці у Лісостеповій лісомисливській зоні відбувається з періодичністю від 1 до 3 років. На шість періодів зменшення чисельності тварин тут приходиться така ж сама кількість періодів її збільшення [13]. Окремі автори [209] пов'язують ці динамічні спади з коливаннями чисельності виду залежно від попиту на хутрову сировину в державі, тоді як інші – зі змінами у структурі сільськогосподарських угідь і посиленням мисливського пресу [101], або ж піддають сумніву достовірність облікових даних взагалі [111, 13].

Нині лисиця звичайна занесена до списку «Ста найінвазивніших видів» Міжнародного союзу охорони природи (IUCN) [111]. У нашій державі та країнах ЄС вид більшою мірою також розглядається як шкідливий через провідну роль у розповсюдженні рабічного вірусу і цілого ряду небезпечних інвазій [182, 94, 379, 76, 116, 158, 118] та хижацький прес по відношенню до корисної польової дичини. Тому біологію та екологію лисиці звичайної у подальшому доречно розглядати виключно у світлі жорсткого регулювання донині надмірної і відносно стійкої [101, 250, 338, 336] чисельності виду.

Лисиця звичайна – середній за розміром, територіальний, норний хижак. Жива маса дорослих особин становить 5–11 кг, довжина тіла 60–90 см. Забарвлення яскраво-руде, часто з неясним темним візерунком по спині, черево – руде або біле, іноді з чорною остю. Забарвлення тварин з південних районів ареалу більш тьмяне [190]. Тривалість життя – до 25 років, хоча в природі рідко живуть довше за 7–12 років [191, 261]. Статевий диморфізм – виражений слабо.

Лисиці ведуть переважно сутінково-нічний спосіб життя. Для денного відпочинку та виведення потомства зазвичай використовують нори. Вирита в ґрунті нора має кілька вхідних отворів, що ведуть через похилі тунелі у велику гніздову камеру. Часто тварини використовують природні та штучні сховища –

розщілини, дупла у товстих повалених деревах, борсучі нори, газогінні, водовідвідні та інші труби, що вибули з господарського використання тощо. Зазвичай лисиці користуються земляними притулками лише у період виведення і виховання молодняка, в період гону, під час переслідування та за несприятливих погодних умов. У інші періоди року, зокрема взимку – на відпочинок розміщуються у відкритих лігвах, які облаштовують у снігу, пожухлих травах, чагарниках, очереті і т.п. [270, 189, 191, 185].

Розмір індивідуальних ділянок тварин зазвичай коливається у межах 600–1000 га [189]. Втім, серед хижаків наших широт, найбільше варіювання розміру власної території відмічено саме для лисиці звичайної, що імовірно пов'язане з різною щільністю видів-жертв, відтак максимальна площа індивідуальної мисливської ділянки звіра може перевищувати мінімальну у 100 разів [326]. Рекорд на території України – добування лисиці за 120 км від місця кільцювання, свідчить про те, що за певних умов тварини здатні також до переміщень на значні відстані.

Лисиця звичайна вирізняється відмінними еврибіонтністю та адаптаційними властивостями, що обумовлює широкий спектр стацій придатних для існування виду. Тварини з перемінною успішністю можуть заселяти різноманітні природні та антропогенні ландшафти, залежно від стану кормової бази і інтенсивності впливу фактору турбування, однак повсюдно тяжіють до освоєння відкритих територій [191, 69, 186]. За окремими даними [267], а також за нашими власними спостереженнями [250], в сучасному Українському лісостепу найбільша щільність виду відмічається на орних і в агроселітебних чагарникових та заболочених землях, втім зазначені питання донині не підлягали поглибленому науковому аналізу.

Слідову активність лисиці звичайної у різних типах угідь СРСР досліджував Вайсфельд М. А. [35]. Автором була встановлена наступна закономірність зустрічності слідів тварин (безсніжний/зимовий періоди): соснові ліси – 8,0/7,5%; змішані ліси – 12,0/16,4%; чагарники – 14,3/16,4%; вирубки – 5,4/5,2%; сінокоси – 10,3/12,6%; ріллі – 18,8/26,4%; болота – 8,0/4,4% інші угіддя – 9,4/4,9%. Баник М.В. зі співавторами [267] встановили щільність виду в окремих стаціях Лісостепової та Степової зон

Лівобережної України (ос./1000 га): соснові бори – 2,85; нагірна діброва (центр) – 2,90; нагірна діброва (узлісся) – 5,10; сільгоспугіддя (лісостеп) – 11,60; сільгоспугіддя (степ) – 2,90. Авторами зокрема було наведено біотопний розподіл жилих нір лисиці: соснові бори – 2,0%; нагірна діброва (центр) – 0,6%; нагірна діброва (узлісся) – 41,5%; сільгоспугіддя (лісостеп) – 11,1%; сільгоспугіддя (степ) – 45,4%.

Лисиця звичайна – типовий хижак-поліфаг, на харчування рослинністю переходить вимушено, в міру відсутності основного корму. Проте, мишоподібні були і залишаються головним сегментом її трофічного ланцюга [417, 8, 409, 334]. Харчовий набір звірів носить виражений сезонний та регіональний характер [182]. Загалом, в раціоні лисиці виявлено понад 400 видів самих лише тварин не враховуючи кількох десятків видів рослин [262]. Гризуни, головним чином полівки, у питомій структурі її раціону складають до 90% [73]. Отже, можна вважати, що від їхньої щільності та досяжності в значній мірі залежить стан популяції цього хижака [363].

Лисиці звичайній властива моногамія. Проте, поза періодом розмноження тварини тримаються поодиночі. Сезон розмноження (гін) розпочинається у середині-кінці зими. Вагітність продовжується 49–58 діб. У виводку налічується від 2 до 13 цуценят (переважно – 4–8 ос.). У догляді за потомством, зазвичай, беруть участь обоє батьків. Лактаційний період триває 1,5–2 місяці. Загалом, з моменту спарювання до остаточного виходу лисенят з нори проходить близько півроку. Молодняк досягає статевої зрілості до 9–11 місяців. Звірі, що розселяються з батьківського лігва, займають індивідуальні ділянки на відстані від 2 до 30 км від нього [22, 191, 131, 181]. Співвідношення статей коливається по роках від 1:1 до 2,75:1, на користь самців, що окремі вчені [355] пов'язують з детермінацією факторів антропогенного тиску і особливостями формування індивідуальних ділянок. З урахуванням середнього співвідношення самців і самок у приплодах – 1 до 1, щорічний показник відтворення популяції приймають за 200% [111].

Як зазначалося раніше, існують думки вчених [209, 101] що основними факторами, які нині найбільш суттєво лімітують чисельність місцевої популяції виду, являються мисливський прес та індустріалізація землеробства. Вплив кліматичних

факторів позначається переважно опосередковано, через вплив на щільність мишоподібних гризунів [182, 363]. Втім, за свідченнями ряду авторів [143, 225, 22], у багатосніжні зими (за глибини снігового покриву 20–30 см і більше) ускладнюються пересування лисиць та добування ними корму, що може призводити до скорочення чисельності популяції. Упродовж року чисельність та біомаса гризунів у біотопах змінюється. Взимку припиняється їх розмноження і спостерігається перерозподіл у захищені від впливу погодних умов місця з багатшими кормовими ресурсами. Перерозподіл гризунів спричиняє відповідний біотопний перерозподіл лисиці. Подібні територіальні зміни у стаціональному розміщенні хижака, а також зниження біомаси гризунів навесні загострюють його конкурентні відносини з особинами як свого, так й інших видів.

Аналогічними є й відносини у роки депресії чисельності гризунів. Саме в цей час спостерігається суттєва конкуренція між споживачами гризунів, яка здатна порушувати структуру популяції, викликати міграції, зниження репродуктивних властивостей, навіть елімінацію найбільш виснаженої частини популяції [440, 299]. Тому, при вивченні екології видів-міофагів актуальними є питання щільності населення індивідуальних ділянок досліджуваних тварин трофічними конкурентами. Для лисиці звичайної у Лісостепу України такими являються хижаки у раціонах яких домінують мишоподібні, горобині, курині та водоплавні птахи: енотоподібний собака, кам'яна куниця, горностай, тхір та ласка [409, 334, 182]. До цієї ж групи конкурентів відносяться майже всі хижі денні птахи та сови. Втім, відносно низька чисельність перелічених видів не дозволяє вважати, що останні здатні здійснювати помітний регулюючий вплив на популяцію лисиці рудої [182]. Значно важливішою у цьому контексті виглядає просторова (топічна) внутрішньовидова конкуренція через виводкові нори, коли боротьба за індивідуальні ділянки при високій щільності виду супроводжується «витисканням» молодих та слабких особин на крайові (другорядні, малоприсадибні) біотопи [161, 346].

В Лісостепу України єдиним потенційним хижаком по відношенню до лисиці звичайної можна вважати вовка сірого [261]. Проте, низька щільність [215] цього виду, в конкретному

випадку, також не дозволяє вважати його суттєвим лімітуючим чинником.

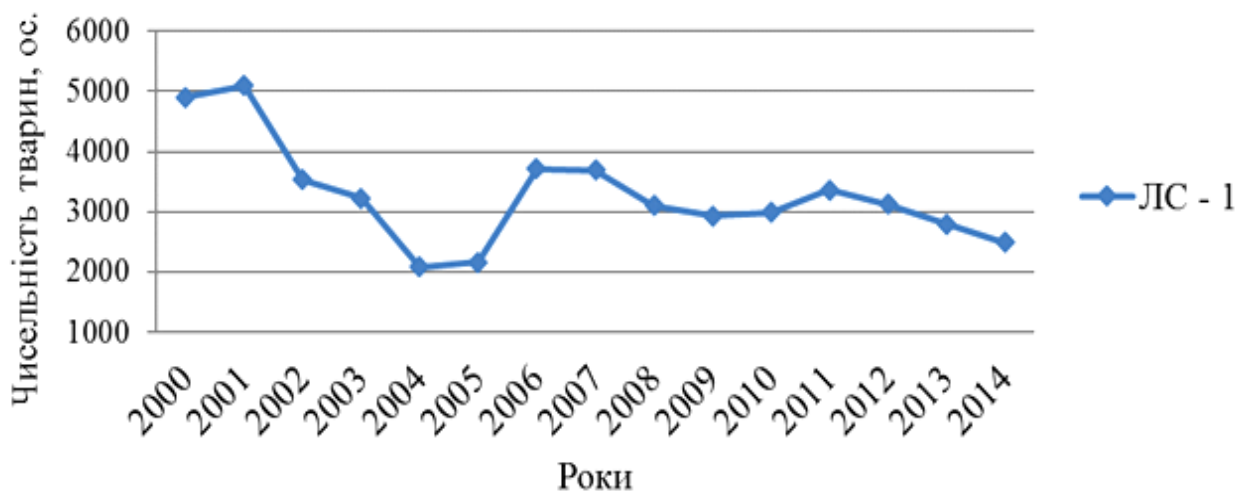
На динаміку чисельності популяції лисиці звичайної здійснюють вплив і такі форми біоценотичних взаємовідносин, як паразитизм, епізоотії і т.п. Хижак підпадає впливу різноманітних інфекційних захворювань – сказу, чуми м'ясоїдних, стрептококу, туляремії, лептоспірозу, інфекційному гепатиту, а також масовому ураженню численними енто- та ектопаразитами [111, 182, 198, 134, 116, 118, 17]. Епізоотії вважаються одним із основних факторів різкого скорочення щільності лисиці [417, 67]. Хоча по їх згасанню відмічається відносно швидке відновлення чисельності популяції виду, теж саме спостерігається і при зниженні мисливського пресу [363].

З огляду на високу інвазивність виду, зокрема провідну роль у розповсюдженні рабічного вірусу, в Україні встановлені ветеринарно-санітарні вимоги (Лист Мінекобезпеки України № 25-10-788 від 20.10.1999 р. та Лист Держкомлісгоспу України № 04-06/2448 від 26.10.1999 р. – «Щодо активізації боротьби зі сказом диких тварин») до максимально допустимої щільності лисиці звичайної – 0,5–1 особина на 1000 га угідь [102, 434]. Однак, як в Україні загалом, так і в усіх без винятку лісомисливських зонах за останні 25 років цієї норми досягнуто не було [101]. У той час, європейськими науковцями [529] критичне значення щільності виду для поширення сказу оцінюються у 6,3 ос./1000га. На період 2012–2017 років, щорічні витрати на боротьбу зі сказом оцінюються Державною ветеринарною і фітосанітарною службою України у 38 млн грн. [111].

Отже, з аналізу доступних джерел, можна дійти висновку, що стан популяції лисиці звичайної та особливості стаціонального розподілу тварин у значній мірі залежать від: критичних глибин снігового покриву; щільності населення та круглорічної доступності мишоподібних гризунів, як пріоритетних кормових ресурсів; структури агроценозів, рівня індустріалізації і спеціалізації землеробства у цілому; фактору турбування; спалахів окремих епізоотій [363, 124, 182, 143, 225, 440, 299, 417, 67, 333, 334 та ін.]. Втім, характер і сила впливу більшості чинників, зокрема антропогенних (сільськогосподарських), на

ценопопуляції лисиці звичайної, в умовах сучасних агроландшафтів України, донині детально не встановлені.

Аналіз динаміки чисельності тварин у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції упродовж останніх 15-ти років засвідчив її виражений флюктууючий тип з тенденцією до подальшого лінійного скорочення (рис. 2.7). Виявлена 9-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції лисиці з 2–3 малими хвилями, тривалістю по 3–4 роки в межах циклу. Загалом, одному-двом рокам підйому чисельності слідували три роки її спаду різної інтенсивності. При цьому, нижні та верхні плато стабілізації чисельності характеризувалися тривалістю не більше одного року, або ж були відсутніми взагалі.



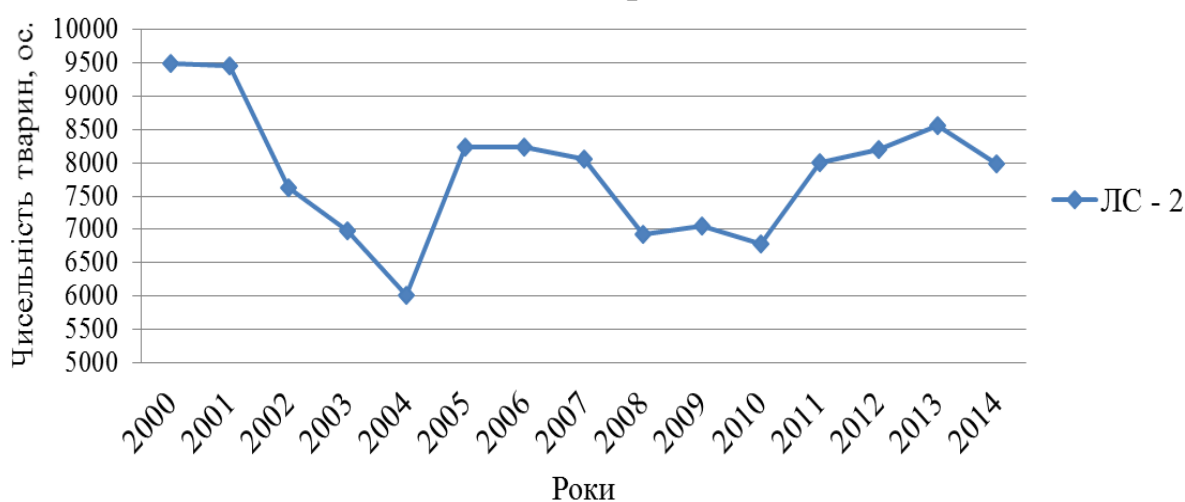
**Рис. 2.7 – Динаміка чисельності лисиці у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Варто також зауважити – кожен наступний пік не досягав рівня попередніх. Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становила 3,01 тис. ос., або 59,1% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 3 роки.

Динаміка чисельності лисиці звичайної у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (ЛС-2) характеризувалася ще більш вираженим, порівняно до ЛС-1, флюктууючим типом зі значною амплітудою коливань на фоні загальної стабільності чисельності упродовж 15-ти років (рис. 2.8). Виявлена 3–4-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції лисиці. Одному-трьом рокам підйому

чисельності слідували один-чотири роки її спаду різної інтенсивності. При цьому, нижні та верхні плато стабілізації чисельності характеризувалися тривалістю не більше двох років, або ж були відсутніми взагалі.

У протилежність до Західної провінції тут пік чисельності тварин 2013 року перевершив рівень 2005 року. Пік максимального розквіту популяції припадав ще на перші роки ХХІ ст., а «депресії» – на 2004, 2008–2010 рр. Розмах між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 3,48 тис. ос., або 36,6% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 4 роки.

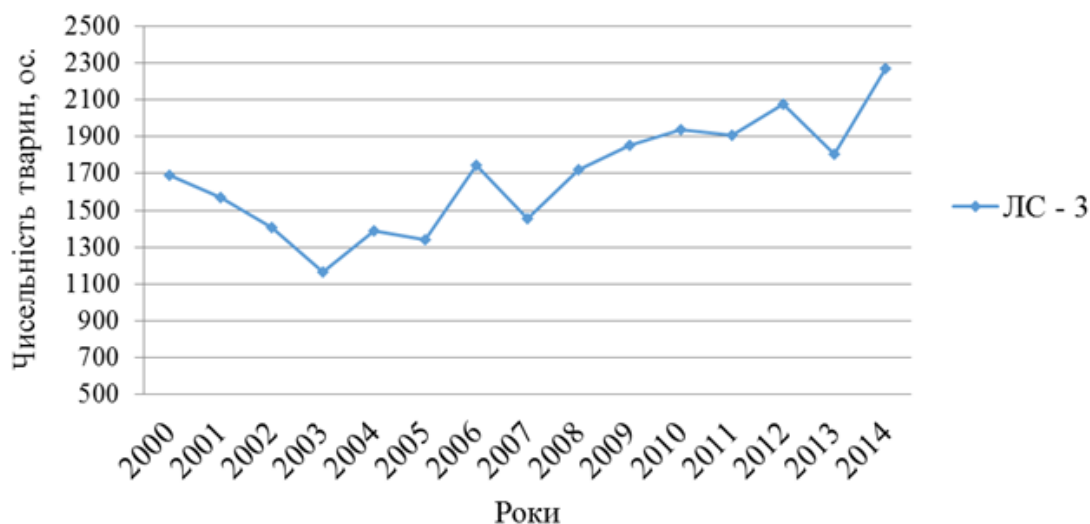


**Рис. 2.8 – Динаміка чисельності лисиці у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (ХХІ ст.)**

Вивчення динаміки чисельності тварин у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції упродовж ХХІ ст. засвідчило її зростаючий хвилеподібний характер на всьому досліджуваному відрізку (рис. 2.9). Виявлена 2–4-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції. Одному-трьом рокам підйому чисельності слідували один-три роки її спаду. При цьому, верхніх та нижніх плат стабілізації чисельності ценопопуляції, як і у випадку з місцевим угрупованням зайця сірого, не фіксувалося. Останнє нашо вхує на думку, що відсутність плат динаміки чисельності зазначених фонових аборигенних видів тут обумовлюється



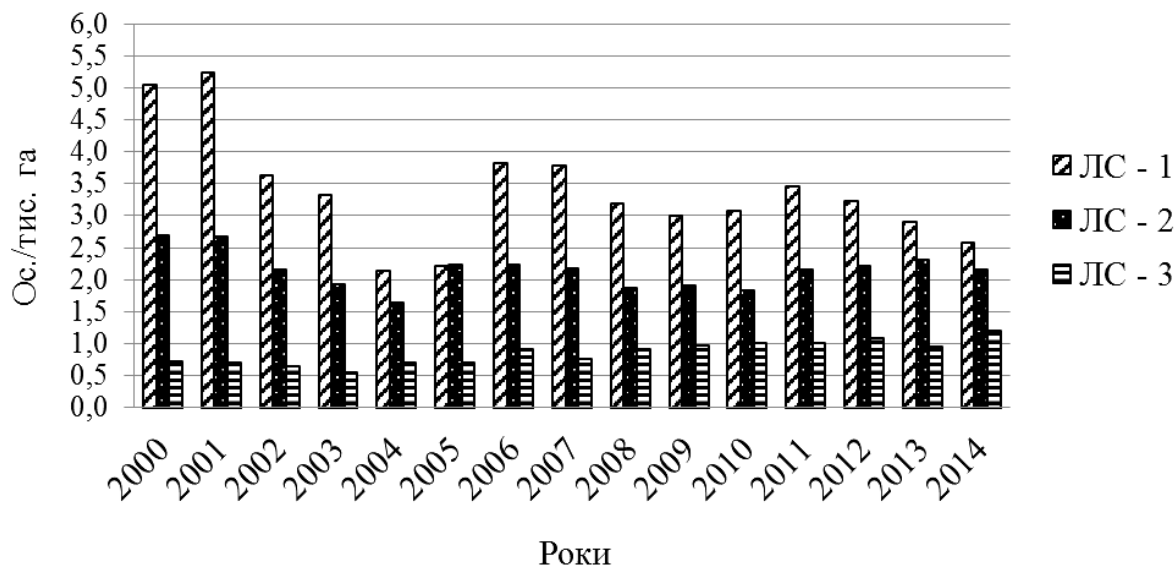
порівняно високим ступенем господарського освоєння рівнинних ландшафтів.



**Рис. 2.9 – Динаміка чисельності лисиці у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

На відміну від ЛС-1, піки чисельності лисиці перевищували тут попередні, засвідчивши чіткі тенденції до подальшого зростання щільності населення виду. Розмах між крайніми значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 1,1 тис. ос., або 48,5% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 11 років (2003-2014 рр.).

Отже, аналіз графіків чисельності лисиці звичайної в окремих природно-сільськогосподарських провінціях засвідчив відсутність чітких закономірностей між ними. Спільною особливістю динаміки щільності (рис. 2.10) тварин можна вважати хіба що значний розмах їх показників – 39,2–59,1% на відносно короткому, 15-тирічному відрізку часу. З заходу на схід тенденції у стані ценопопуляцій провінцій розподілялися наступним чином: ЛС-1 – спад; ЛС-2 – спорадична стабілізація; ЛС-3 – зростання.



**Рис. 2.10 – Щільність угруповання лисиці звичайної у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (XXI ст.)**

Упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася на початку століття у ЛС-1 (5,2 ос./тис. га). Ліміти щільності лисиці у Правобережній та Лівобережній провінціях становили відповідно 1,6–2,7 та 0,5–1,2 ос./тис. га, а розмахи між крайніми значеннями, у свою чергу, склали 39,2 та 54,2% від максимальних. Узагальнені дані розрахунку фактичної та оптимальної (у даному випадку – максимально допустимої) щільностей виду у мисливських угіддях Українського лісостепу, упродовж останніх років, наведені в таблиці 3.6.

Отже, за останні роки, у жодній з досліджуваних провінцій щільність лисиці звичайної не досягала епізоотично обґрунтованого порогу [101, 434, 125]. Зокрема у Західній та Правобережній провінціях вона була вищою за допустиму відповідно на 200% та 110%, тоді як у Лівобережній – лише на 10%.

Коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ) між чисельністю лисиці звичайної та ключовими факторами довкілля у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України наведені у таблиці 2.7. За результатами проведених досліджень статистично значущі зв'язки між чисельністю лисиці звичайної та факторами навколишнього середовища розподілялися наступним чином (позитивні / негативні): ЛС-1 – щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, автопарк с.-г. техніки, посівні площі

зернобобових, кукурудзи на зелену масу, однорічних та багаторічних трав, площі та норми внесення органічних добрив, чисельність ВРХ в усіх категоріях господарств, щільність автодоріг та населення / *полезахисна лісистість, посівні площі зернових (в т.ч. озимих), площі внесення мінеральних добрив;*

Таблиця 2.6

**Порівняльні дані щільностей лисиці звичайної у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (M±m, 2010-2014 рр.)**

№ п/п	Природно-сільськогосподарські провінції	Щільність, ос./1000 га			Щільність до допустимої, %
		фактична	максимально допустима [125]	різниця, +/-	
1	Лісостепова Західна	3,0 ± 0,15	1,0	+2,0	300
2	Лісостепова Правобережна	2,1 ± 0,08	1,0	+1,1	210
3	Лісостепова Лівобережна	1,1 ± 0,04	1,0	+0,1	110

Таблиця 2.7

**Коефіцієнти парної лінійної кореляції (r) між чисельністю лисиці звичайної та чинниками навколишнього середовища у Лісостепу України (2000-2012 рр.)**

Екологічні чинники (маркери)	Природно-сільськогосподарські провінції					
	ЛС - 1		ЛС - 2		ЛС - 3	
	r	p	r	p	r	p
1	2	3	4	5	6	7
Лісистість територій, %	0,745	-	0,245	-	0,888	0,05
Полезахисна лісистість, %	-0,925	0,05	-0,465	-	-0,969	0,01
Середньорічна температура, С	0,418	-	0,031	-	-0,066	-
Середня температура упродовж зими, С	0,405	-	0,022	-	-0,722	-

## Продовження таблиці 2.7

Щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, кол. /га	0,867	0,1	0,931	0,01	0,818	0,1	
Середньорічна кількість опадів, мм	0,076	-	0,064	-	0,687	-	
Середня кількість опадів упродовж зими, мм	-0,521	-	0,164	-	0,096	-	
Чисельність популяції зайця сірого, ос.	0,165	-	-0,338	-	-0,306	-	
Чисельність популяції куріпки сірої, ос.	-0,473	-	-0,403	-	-0,838	0,1	
Чисельність популяції фазана звичайного, ос.	-	-	-0,655	0,05	0,349	-	
Чисельність популяції єнота уссурійського, ос.	-	-	0,336	-	0,542	-	
Штатних працівників у МГ, ос./тис. га угідь	-0,073	-	-0,023	-	0,838	0,1	
Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га мисливських угідь	-0,787	-	-0,202	-	0,986	0,01	
Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га угідь	-0,764	-	0,408	-	0,886	0,05	
Автопарк с.-г. техніки, од./тис. га ріллі:	-	-	-	-	-	-	
тракторів	0,949	0,05	0,251	-	-0,932	0,05	
зернових комбайнів	0,946	0,05	0,326	-	-0,931	0,05	
Посівні площі, тис. га:	0,340	-	-0,354	-	0,933	0,05	
Зернові	зернові разом	-0,997	0,00 1	-0,416	-	0,900	0,05
	у т.ч. озимі (%)	-0,814	0,1	-0,263	-	0,217	-
	кукурудза на зерно	-0,701	-	-0,293	-	0,958	0,05
	зернобобові	0,908	0,05	-0,011	-	-0,971	0,01

Продовження таблиці 2.7

1		2	3	4	5	6	7	
Технічні	буряк цукровий	0,753	-	-0,132	-	-0,407		
	соняшник	-0,616	-	-0,304	-	0,933	0,05	
-//-	соя	- 0,615	-	-0,106	-	0,839	0,1	
Кормові	кукурудза на зелену масу	0,978	0,01	0,086	-	-0,887	0,05	
	однорічні трави	0,986	0,01	0,425	-	-0,919	0,05	
	багаторічні трави	0,984	0,01	0,026	-	-0,888	0,05	
Чисті пари, тис. га		-	-	0,126	-	-0,956	0,05	
Внесення Добрив	мінеральних	тис. га	- 0,930	0,05	-0,122	-	0,969	0,01
		ц/га	- 0,747		-0,285	-	0,948	0,05
	органічних	тис. га	0,943	0,05	0,588	0,1	0,005	
		ц/га	0,834	0,1	0,322	-	-0,859	0,1
Використання пестицидів, кг/га		- 0,497	-	-0,312	-	0,814	0,1	
ВРХ усього, тис. гол.		0,973	0,01	0,221	-	-0,928	0,05	
у т.ч. корів населення		0,903	0,05	0,353	-	-0,826	0,1	
Притягнуто до адміністративн. відповідальності за порушення у сферах, чол.:		-	-	-	-	-	-	
охорони та використання природних ресурсів		- 0,611	-	0,066	-	0,982	0,01	
сільського господарства		0,970	0,01	-0,079	-	0,489		
Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>		0,827	0,1	-0,458	-	0,888	0,05	
Щільність населення, ос./км <sup>2</sup>		0,962	0,01	0,380	-	-0,957	0,05	
у т.ч. сільського		0,879	0,05	-0,028	-	-0,966	0,01	
Врахованих показників, шт.		37		40		40		

ЛС-2 – щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, площі внесення органічних добрив / *чисельність популяції фазана звичайного.*

❖ ЛС-3 – Щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях; кількість штатних працівників у МГ; витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів; витрати на штучне розведення дичини; посівні площі зернових, кукурудзи на зерно, соняшника, сої, площі та норми внесення мінеральних добрив; норми внесення пестицидів; притягнутих до адміністративної відповідальності за порушення у сферах охорони та використання природних ресурсів; щільність автодоріг / *Чисельність куріпки сірої; автопарк с.-г. техніки; посівні площі зернобобових, кукурудзи на зелену масу, однорічних та багаторічних трав; чисті пари; норми внесення органічних добрив; чисельність ВРХ в усіх категоріях господарств; щільність населення.*

Отже, у ЛС-1 з 15 стимулюючих факторів лише один відносився до біотичних, а 14 до групи – антропогенних. У тому числі по одному до підгруп «еколого-правових» та «інфраструктурних» маркерів, два – «демографічних», решта 10 – «сільськогосподарські». Лімітуючі чинники були представлені одним абіотичним підгрупи «ландшафтні» та трьома антропогенними, підгрупи – «сільськогосподарські».

У ЛС-2 з трьох статистично значущих чинників два виявилось стимулюючими та належали до підгруп «консументи I порядку» та «сільськогосподарські», тоді як умовно лімітуючий фактор виявився з підгрупи «консументи I порядку». Останнє, очевидно, пояснюється традиційно посиленими заходами боротьби з лисицею у роки масових випусків фазанів, оскільки обидва види характеризуються тотожним сезонно-стаціональним розподілом [27, 22, 23, 270, 99].

У ЛС-3 динаміка чисельності лисиці звичайної мала зв'язок з 27-ми екологічними факторами та їх маркерами, розділеними навпіл на стимулюючі і лімітуючі щільність виду, основна маса яких відносилася до групи «антропогенні», підгруп: «сільськогосподарські», «мисливськогосподарські», «демографічні» та «інфраструктурні» у зазначеній послідовності.

Примітно, що на всій території сучасного Лісостепу жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого модифікуючого впливу на чисельність лисиці звичайної. В той час, кількість мишоподібних гризунів на орних землях була єдиним, спільним для всіх природно-сільськогосподарських провінцій фактором, вірогідно стимулюючим відновлення/збереження чисельності виду.

У ході встановлення величини лінійного впливу вірогідно корелюючих чинників довкілля на чисельність лисиці звичайної в ЛС-1, шляхом множинного регресійного аналізу, були одержані наступні результати (табл.2.8).

Таблиця 2.8

**Параметри лінійної регресії між чисельністю лисиці звичайної та чинниками навколишнього середовища у ЛС-1 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Посівні площі (разом), тис. га	-26,4	-3,28
2	Озимих у структурі посівних площ, %	-5,1	-0,04
3	Внесення органічних добрив, ц/га	24,5	0,27
4	Щільність сільського населення, ос./км <sup>2</sup>	31,7	0,39

Так, лінійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали лише чотири антропогенні фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю з рештою виявлених статистично значущих чинників. Зокрема, на три антропогенні чинника, підгрупи сільськогосподарські, припадав один демографічний. З чотирьох виявлених чинників два здійснювали лімітуючий та два стимулюючий впливи на кількісні характеристики місцевої ценопопуляції лисиці звичайної. У даному випадку, вплив усіх факторів (маркерів) можна назвати опосередкованим. Площі озимих здійснювали тут дуже слабкий лімітуючий вплив на чисельність тварин. За зростання загальних посівних площ на 1%,

чисельність місцевої ценопопуляції скорочувалась на 3,3%. Втім, даний фактор жодним чином не можна розглядати як інструмент регуляції чисельності місцевого угруповання.

У ЛС-2 лінійний регресійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали три з трьох статистично значущих факторів (табл. 2.9). Показники множинного ( $R^2$ ) та нормованого ( $R^2_{adj}$ ) коефіцієнтів детермінації засвідчили, що на чисельність виду тут мали очевидний вплив екологічні чинники не включені до моделі (регресійної матриці). Попри це, наведені параметри регресії у 77,8% випадків визначали зміни чисельності тварин, не залежно від подальшого розширення списку вихідних даних ( $R^2_{adj} = 0,778$ ).

Таблиця 2.9

**Параметри лінійної регресії між чисельністю лисиці звичайної та чинниками навколишнього середовища у ЛС-2 ( $R^2 = 0,852$ ;  $R^2_{adj} = 0,778$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Щільність колоній мишоподібних гризунів на землях, кол./га	509,7	0,46
2	Чисельність ценопопуляції фазана звичайного, ос.	-0,60	-0,10
3	Внесення органічних добрив, га	2,70	0,02

Модифікуючого впливу кліматичних чинників – не зафіксовано. Натомість, опосередкований лімітуючий вплив здійснювався одним біотичним фактором підгрупи «консументи I порядку». В той час як інший фактор тієї ж підгрупи здійснював виражений стимулюючий вплив. Вважаю, непрямий негативний зв'язок між чисельностями лисиць і фазанів зумовлений посиленням заходами боротьби з хижакими, які, у свою чергу, передували (зумовлювали) зростанню кількості птахів в угіддях. Отже, існуючі параметри клімату та землеробства, які спостерігалися упродовж минулого-теперішнього десятиліття у ЛС-2, не здійснюють суттєвого модифікуючого впливу на стан місцевої ценопопуляції лисиці. В той час, основна регулююча



роль залишалася тут за угрупованнями мишоподібних гризунів. Щільність виду була залежна від щільності їх колоній в агроландшафтах у співвідношенні близькому 1:2 ( $E = 0,46$ ). У ЛС-3 лінійний регресійний зв'язок з кількістю лисиць в угіддях мали лише один біотичний та три антропогенні фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю з рештою виявлених двадцяти семи статистично значущих чинників (табл.2.10). Найбільший стимулюючий непрямий вплив на чисельність лисиці здійснювався посівними площами зернових (3:1), які вочевидь слугують тут для виду маркерним показником ступеня територіального поширення мишоподібних. У той час щільність сільського населення пропорційно негативно впливала на чисельність лисиці звичайної. Примітно, що останній показник у ЛС-1, навпаки, виявився вираженим стимулюючим фактором, пояснення чому варто шукати хіба що у досить відмінних обсягах та формах сільськогосподарського освоєння західного та східного регіонів лісостепової зони.

Таблиця 2.10

**Параметри лінійної регресії між чисельністю лисиці звичайної та чинниками навколишнього середовища у ЛС-3 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, кол./га	19,188	0,02
2	Посівні площі зернових, тис. га	0,562	0,28
3	Посівні площі зернобобових, тис. га	-18,589	-0,19
4	Щільність сільського населення, ос./км <sup>2</sup>	-22,483	-0,26

Отже, упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася на початку століття у Західній провінції (5,2 ос./тис. га). Ліміти щільності лисиці у Правобережній та Лівобережній провінціях становили відповідно 1,6–2,7 та 0,5–1,2 ос./тис. га. Отже, в XXI ст. у жодній із

досліджуваних зон щільність лисиці звичайної не досягала епізоотично обґрунтованого порога. Так, у Західній та Правобережній провінціях вона була вищою за допустиму на 200 та 110% відповідно, тоді як у Лівобережній – на 10%.

На всій території регіону жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого модифікаційного впливу на чисельність лисиці звичайної. Поряд із тим, щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях ( $r = 0,818-0,931$ ;  $E = 0,02-0,46$ ;  $p < 0,1-0,01$ ) була єдиним визначальним та спільним для всіх провінцій екологічним чинником, регулюючим чисельність виду.



**Єнотоподібний собака** або **єнот уссурійський** (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834) – представник ряду хижі (*Carnivora*) родини собачі (*Canidae*) роду єноти (*Nyctereutes*). Осілий адвентивний мисливський вид, інтродукований зі Східної Азії. Упродовж кінця 20-х – середини 50-х років ХХ ст. відбувалася активна акліматизація єнотоподібних собак в Україні, Білорусі, Польщі, низці районів європейської частини Росії та інших країнах Європи, завдяки чому сформувалися нові потужні популяції цього виду за межами автохтонного ареалу [112, 105, 353, 482, 546, 545, 536].

Лише у проміжку з 1927 по 1957 роки близько 10 тис. особин єнотоподібної собаки було випущено у 76 областях колишнього СРСР. Зокрема, у Лісостепу України перші пари тварин випускалися упродовж 1928–1931 років в угіддях Карлівського і Чутівського районів Полтавської області. Загалом, за період інтродукції в Україні було випущено 1,3 тис. особин у десяти областях [209], і вже у 1969 році чисельність єнотоподібних собак склала тут 10,8 тис. особин [167].

З початком 80-х років ХХ ст., у зв'язку з піком соціального попиту на хутрові вироби, чисельність тварин в Україні знизилася до позначки у 4,2 тис. особин. Наразі, наслідком тимчасової відсутності попиту на хутро є стрімке зростання чисельності ряду цінних мисливських видів хижих ссавців [344]. Так, на Міжнародних хутрових аукціонах у м. Санкт-Петербурзі, за період з 2002 по 2008 роки, відбулося скорочення середніх цін на шкури єнота уссурійського у 1,7 разів [110]. У зв'язку з цим,

останні десятиліття стали благополучними для місцевої популяції виду. Якщо 1991 року в Україні було обліковано 6,3 тис. ос., то з початком ХХІ ст. відбувся вихід на попередній рівень чисельності у 10–11 тис. голів, за щорічного добування у межах 1,5–2,5 тис. особин [209, 215].

Єнотоподібного собаку, як і лисицю звичайну, не можливо однозначно віднести до корисних або шкідливих видів для вітчизняних сільського і мисливського господарств. На перших етапах інтродукції, надмірно заполітизоване у СРСР питання акліматизаційних заходів з метою отримання додаткових фінансових надходжень від заготівлі хутра витиснуло на другий план нагальну актуальність тривалих наукових досліджень, пов'язаних з вивченням реальних екологічних і господарських наслідків вселення тварин у нові природно-кліматичні зони. Втім, надалі проблема викликала жорстку полеміку серед учених, які займалися біологією єнотоподібного собаки. Серед відомих критиків інтродукції виду в екосистеми Європейського континенту можна згадати В. Гептнера [66], А. Насимовича [224], В. Павлінина і С. Шварца [272], які вважали акліматизацію єнотоподібного собаки серйозною помилкою зі згубними наслідками для низки місцевих видів птахів і звірів. З іншого боку, результати вивчення екології інтродукованого виду науковцями різних регіонів Радянського Союзу: УРСР [155], БССР [347], європейської частини РССР [216] демонстрували, що єнотоподібний собака за трофічними особливостями не може бути віднесений до хижаків, які істотно підривають чисельність місцевих популяцій мисливсько-промислових тварин.

Стосовно окремих аспектів шкідливості та корисності виду, ряд вчених і донині притримуються діаметрально протилежних думок [353, 335, 132, 141, 179]. Поміж тим, Постійний комітет Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі, Рекомендацією № 77 від 1999 року «Про викорінення немісцевих наземних хребетних», радить викорінювати окремі адвентивні види, оскільки (*цит.*) «...в усіх докладно проаналізованих випадках вони наносять шкоду аборигенам» [127]. Серед наведеного у документі переліку видів, зокрема, значиться і єнот уссурійський.

У зв'язку з вищезазначеним, біологію та екологію єнота уссурійського у нашій державі, яка ратифікувала вищезгаданий

нормативно-правовий акт та прагне інтеграції до ЄС, наразі доречно розглядати виключно через призму планування мисливськогосподарських заходів з цілковитої елімінації його місцевих угруповань [344].

Єнот уссурійський – середній за розміром, територіальний, норний хижак. Для виду характерна нерегулярна факультативна гібернація, за якої інтенсивність обміну речовин у тварин знижується приблизно на 25%. Довжина тіла – до 100 см. Вага – від 4 до 10 кг, залежно від пори року. Хутро темно-буре з темною смугою по хребту. Тривалість життя – 10–11 років. Статевий диморфізм – виражений слабо. Загалом встановлено 5 географічних рас виду, з яких в Україні зустрічається лише одна «уссурійський мангут» (*Nyctereutes procyonoides* Cray) [55, 369, 129, 112, 105, 63, 295].

Єнотоподібні собаки ведуть переважно сутінково-нічний спосіб життя. Для виведення потомства та сплячки зазвичай використовують покинуті чужі, рідше власно вириті нори [105, 325, 109]. Власні нори вирізняються примітивністю конструкції, мають один вхід, одну гніздову камеру і один «сліпий» віднірок. Довжина ходів нори рідко перевершує 2–2,5 м, камера залягає на глибині 1–2 м. Вхідний отвір – овальний, у поперечному розрізі 15–40 см і 20–50 см у висоту [217]. Тварини живуть осіло парами. Взимку можливий колоніальний спосіб поселення. Площа індивідуальної (сімейної) ділянки може варіювати від 26 до 2000 га, в середньому – 340 га. Середня довжина добового сліду – 7–10 км [105, 295, 162]. Площі сусідніх індивідуальних ділянок можуть суттєво «перекриватися», оскільки єноти уссурійські є пасивно-територіальними тваринами, тому не охороняють їх від внутрішньовидових конкурентів.

Єнотоподібний собака вирізняється відмінною екологічною пластичністю, що обумовлює широкий спектр біотопів придатних для існування виду [408]. Проте, у виборі індивідуальних ділянок останній проявляє виражену гідрофілію [105, 112, 342], тому зазвичай поселяється у навколоводних, у т.ч. антропогенних, ландшафтах: заплавах річок, прибережних лісах, на вологих луках із заболоченими низинами, біля зарослих очеретом водойм і меліоративних каналів тощо [105, 353, 109].

Просторовий розподіл єнота уссурійського у різних угіддях досліджували Простаков Н. И. і Делицына Л. Ф. [323]. Авторами

встановлено, що тварини віддавали перевагу типовим для виду стаціям у наступній послідовності (ос./1000га): змішаний ліс (3), діброви з підростом і підліском (2), бори з підростом і підліском (1), осиковий ліс (1), болота (1). Пріоритет тим чи іншим біотопам тварини віддають, у першу чергу, залежно від поточного стану тамтешньої кормової бази, переважно тваринного походження [323, 353]. Зазначені закономірності більшою мірою узгоджуються із повідомленнями інших авторів [337, 53].

Єнот уссурійський – хижак-поліфаг, на збільшення ступеня споживання кормів рослинного походження переходить вимушено, у міру відсутності тваринного корму. Відмічено сезонну залежність тварин від стиглих плодів та ягід, частка котрих у раціоні сягала 22,9% [112, 322]. Харчовий набір звірів носить виражений сезонний та стаціональний характер. Так, трофічний ланцюг єнотоподібного собаки у біотопах з різним ступенем антропогенної трансформації характеризується індивідуальним видовим спектром кормів і сезонними особливостями їх споживання. В антропогенних суходільних біотопах перше місце займають мишоподібні, потім птахи, земноводні, плазуни і комахи, у зазначеній послідовності; тоді як у природних заплавноїх стаціях, відповідно – земноводні, мишоподібні, птахи, риби та плазуни [353].

У лісових екосистемах основними кормами хижака упродовж року також є мишоподібні гризуни, які складають 21,6%; корми рослинного походження – 16,5%; падаць диких копитних – 10,6%; птахи (переважно дрібні горобині) – 9,1%; комахи та їхні личинки – 13,4%. До групи другорядних кормів відносяться: падаць домашніх тварин – 1,3%, дрібні ссавці – 2,3% та інші корми – 6,3%. У групу випадкових кормів входять риби – 0,5%, плазуни – 3,0% і земноводні – 4,8% [323].

Єнотоподібний собака може завдавати істотної шкоди мисливському господарству, розоряючи яйцекладки наземно-гніздових промислових птахів. Зокрема у водних і навколоводних біотопах вид є серйозним шкідником, оскільки масово руйнує гнізда водоплавної дичини. Навесні хижак може цілком переходити на харчування яйцями і пташенятами водно-болотних птахів, тим самим знищуючи до 90% виводків [132, 110]. Так, при щільності єнотоподібного собаки 4,4 ос. / 1000 га плавневих

угідь, хижак за рік вилучалося від 360 до 530 ос. водоплавної дичини різних видів [353]. Втім, роль мисливських тварин-жертв у трофічному ланцюгу єнота уссурійського власне в умовах Українського лісостепу вочевидь потребує додаткового вивчення.

Єноти уссурійські – виражені моногами. Самка з самцем тримаються разом у 87,6% випадків, займаючи спільну територію (нору) на протязі 4-5 років. Шлюбний сезон триває з початку лютого до кінця квітня, залежно від особливостей перебігу гібернації. Період вагітності – 59–70 днів. Багатоплідність самок висока – до 16 цуценят, але зазвичай кількість приплоду становить 4–8 особин. Період лактації – 1–2 місяці. У догляді за потомством беруть участь обоє батьків. Молодняк здатний до самостійного існування з 4–5 місячного віку. Восени виводки розпадаються, відбувається формування нових пар прибулим молодняком, хоча статева зрілість у тварин настає лише у 9–11 місяців. У зв'язку з моногамією, співвідношення статей у дорослих особин близьке 1:1 [112, 132, 109, 140, 110].

В силу біологічних особливостей єнот уссурійський слабо чутливий до дії критичних значень температурних та, зокрема, гідрологічних чинників помірного кліматичного поясу, втім конституційні особливості не дозволяють тваринам добре пересуватися по глибокому снігу, критична висота снігового покриву для виду менша ніж для лисиці звичайної на 7–10 см [55, 109].

Трофічними конкурентами єнотоподібного собаки у Лісостепу України являються хижаки у раціонах яких домінують земноводні, мишоподібні, горобині та водоплавні птахи: лисиця звичайна, кам'яна куниця, борсук, тхір та ласка. До цієї ж групи конкурентів відносяться майже всі хижі денні птахи, зокрема лунь очеретяний (*Circus aeruginosus*) та сови [132]. Втім, відносно низька чисельність перелічених видів не дозволяє вважати, що останні здатні здійснювати помітний регулюючий вплив на місцеву популяцію. Завдяки сезонній здатності до накопичення жиру перед гібернацією, єнотовидний собака не створює і не відчуває трофічної конкуренції у зимовий період [110].

У Лісостепу України, потенційними хижаками по відношенню до єнота уссурійського можна вважати вовка,

бродячих собак і лисицю звичайну, в той же час для виду притаманний канібалізм [110, 109].

На стан популяцій єнота уссурійського суттєвий вплив здійснюють також такі форми біоценотичних взаємовідносин, як паразитизм і епізоотії. Хижак активно піддається впливу різноманітних інфекцій, притаманних собачим, у т.ч. лисиці звичайній: сказу, трихінельозу, піроплазмозу, чумі м'ясоїдних, стрептококу, туляремії, лептоспірозу, інфекційному гепатиту; а також масовому ураженню численними енто- та ектопаразитами [110, 116, 109, 75, 361, 115]. Серед усіх хижих тварин, найвища частка місцевих представників виду інфікованих рабінним вірусом – до 40% [116, 112]. Закордонні вчені загалом вважають, що єнот уссурійський, як відносно новий для регіону вид без відповідних імунно-адаптаційних властивостей, з початком ХХІ ст. перебрав на себе роль лисиці звичайної у функціонуванні природних осередків сказу в Східній Європі [529].

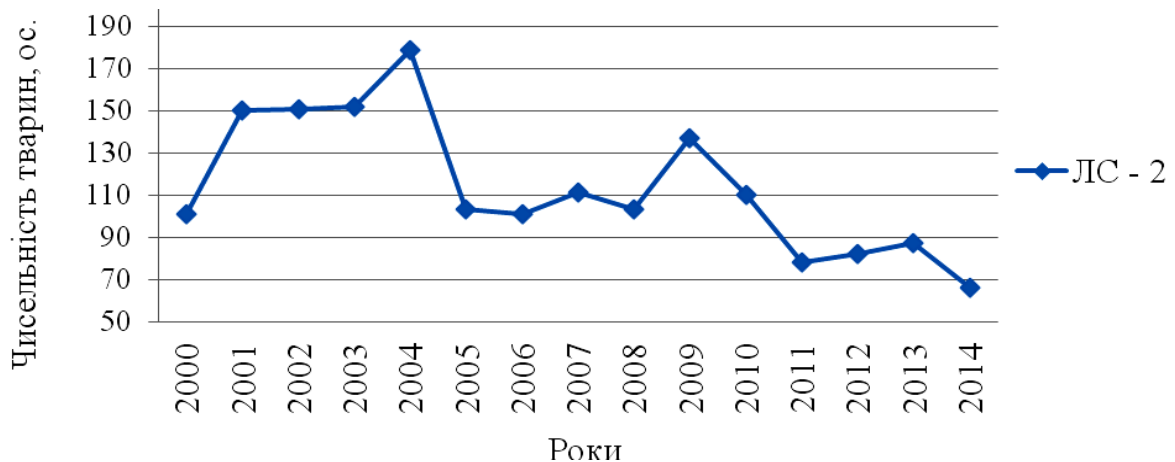
Отже, з аналізу доступної літератури, можна дійти висновку, що стан популяцій єнота уссурійського та особливості стаціонального розподілу тварин у значній мірі залежать від: рівномірності і густоти розміщення водно-болотних угідь та водних артерій, як основних екологічних коридорів; критичних глибин снігового покриву (понад 20 см); щільності населення та круглорічної доступності земноводних і мишоподібних, як пріоритетних кормових ресурсів у відповідних біотопах; спалахів окремих епізоотій та попиту на хутрову сировину (мисливського пресу). Втім, характер і сила впливу більшості чинників, зокрема антропогенних, на угруповання єнота уссурійського, в умовах сучасних агроландшафтів України, нині не встановлені.

За даними Державної служби статистики України представників цього виду офіційно не існує у ЛС-1 (Тернопільській області), де разові випуски нечисельних пар тварин датовані ще 1951–1953 роками [399]. Досліджуючи біоценози Західної природно-сільськогосподарської провінції, а також здійснивши експертне опитування місцевих мисливців, ми підтверджуємо цю інформацію, у місцях польових досліджень – тварин та їх слідів життєдіяльності не фіксувалося. Певною мірою дане явище пояснюється тим, що у Західній провінції площі водно-болотних угідь, як типових біотопів для існування і

розповсюдження виду, більш ніж у 1,5 рази були меншими за аналогічні території у ЛС-2 та у 4 рази, порівняно до ЛС-3.

У доповнення до зазначеного, можна припустити, що штучно створена у середині минулого століття Західноукраїнська субпопуляція мала також недостатню чисельність та не самопоповнювалася зі сходу країни через те, що ключові екологічні коридори для виду, русла рік, там розташовані загалом із півночі на південь. Відтак, можемо спостерігати вдале «вертикальне» розповсюдження тварин з центрального Подніпров'я, де були зосереджені основні місця випусків у ХХ ст., в обидва боки по руслах р. Дніпро та його великих приток, тоді як строго «горизонтальне» (широтне) поширення виду було і, вочевидь, лишається мінімальним. У зв'язку з цим цікавими виглядали б дослідження з радіомічення єнотів уссурійських у різних куточках українського ареалу.

Динаміка чисельності єнота уссурійського у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції характеризувалася флюктууючим типом зі значною амплітудою коливань на фоні прогресуючої депресії, без того мізерної, ценопопуляції упродовж останніх 15-ти років (рис.2.11).



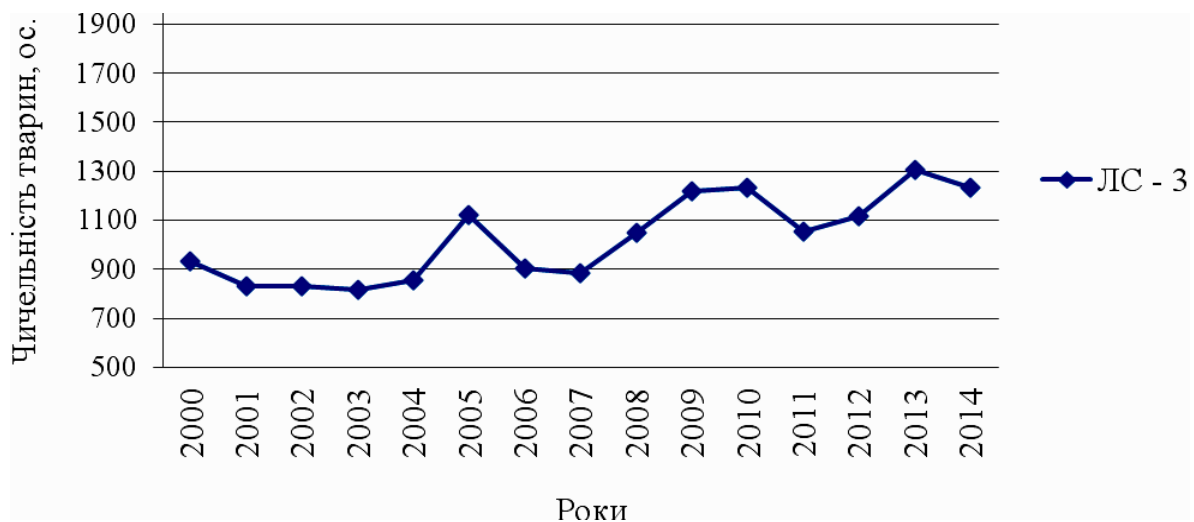
**Рис. 2.11 – Динаміка чисельності єнота уссурійського у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Виявлена чітка 5-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції виду. Одному року підйому чисельності слідували два-три роки її відносної стабілізації з наступним стрімким 1–2-річним спадом. Примітно, кожен наступний пік



чисельності популяції тут не перевищував попередній, а розквіт ценопопуляції припадав на 2004 рік. Розмах між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 113 ос., або 63,1% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 10 років (2004–2014 рр).

Вивчення динаміки чисельності тварин у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції упродовж XXI ст., навпаки, засвідчило її зростаючий хвилеподібний характер на всьому досліджуваному відрізку (рис. 2.12). Виявлена 5–6-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції. Одному-двом рокам її підйому слідували один рік її спаду. При цьому, верхні та нижні плато стабілізації чисельності були тотожними, тривалістю у один-два роки.



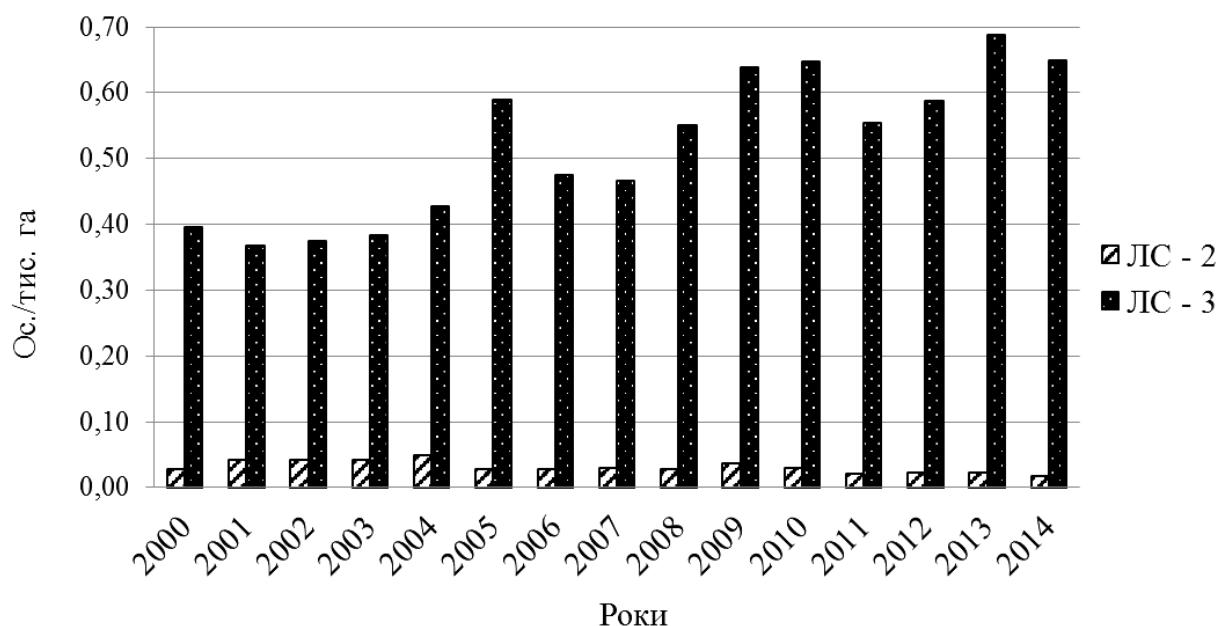
**Рис. 2.12 – Динаміка чисельності єнота уссурійського у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

На відміну від ЛС-2, піки чисельності тварин кожного разу перевищували тут попередні, засвідчивши стійкі тенденції до подальшого зростання щільності населення виду. Розмах між крайніми значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становив 489 ос., або 37,4% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 10 років (2003–2013 рр).

Отже, аналіз графіків чисельності єнота уссурійського в обох природно-сільськогосподарських провінціях засвідчив практично дзеркальні відмінності між ними. Спільною

особливістю динаміки щільності (рис. 2.13) тварин можна вважати суттєвий розмах їх показників на 15-тирічному відрізку часу – 46,6 та 63,4% від максимальної, у ЛС-3 і ЛС-2 відповідно.

Узагальнені дані розрахунку фактичної щільності виду у мисливських угіддях Українського лісостепу, упродовж останніх років, наведені в табл. 2.11. Отже, попри досить малу чисельність єнота уссурійського у центрально-західних областях Українського лісостепу з тенденцією до подальшого скорочення, кількість тварин на лівобережжі регіону з початком ХХІ ст. і до нині зазнає динамічного зростання.



**Рис. 2.13 – Щільність угруповання єнота уссурійського у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (ХХІ ст.)**

Останнє варто розцінювати як небажану тенденцію, враховуючи загально визнану шкідливість виду і необхідність, у зв'язку з цим, його цілковитого викорінення на Європейському континенті [127].

З метою виявлення, недостатньо вивчених донині, екологічних особливостей існування місцевих угруповань єнота уссурійського, які у ХХІ ст. характеризувалися діаметрально протилежними демографічними показниками розвитку, були розраховані коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ) між чисельністю тварин і ключовими факторами довкілля та їх маркерними показниками у природно-сільськогосподарських провінціях Українського лісостепу (табл. 2.12).

**Порівняльні дані щільностей єнота уссурійського у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України  
( $M \pm m$ , 2010-2014 рр.)**

№ п/п	Природно-сільськогосподарські провінції	Щільність, ос./1000 га			Щільність до бажаної, %
		фактична	рекомендована [127]	різниця, +/-	
1	Лісостепова Правобережна	$0,02 \pm 0,002$	0	+0,02	-
2	Лісостепова Лівобережна	$0,63 \pm 0,02$	0	+0,63	-

В досліджуваних провінціях чисельність ценопопуляцій єнота уссурійського позитивно корелювали з показниками загальної лісистості регіонів. При цьому, у ЛС-3, найменш залісеній зоні, цей зв'язок був суттєвіший ніж у ЛС-2 за вищої його статистичної значущості. Варто зауважити, що і залежність тварин від агрофакторів була явно сильнішою у Лівобережній провінції. Так, на 10 статистично значущих сільськогосподарських факторів у ЛС-3 припадало лише три фактори цієї ж підгрупи у ЛС-2. Цікавим виглядає той факт, що у ЛС-2 щільності всіх досліджуваних консументів I порядку перебували у негативній кореляції з чисельністю хижаків, тоді як у ЛС-3 щільність колоній мишоподібних та чисельність фазанів, облікованих водоплавних пастушкових і качиних, перебували у прямих, від середнього до дуже сильного, зв'язках. Відтак, закономірним виглядає і позитивний вірогідний зв'язок між чисельністю виду на витратами на охорону і штучне розведення дичини. Пояснення відсутності подібних зв'язків у ЛС-2, на наш погляд, приховане у наднизькій щільності виду в Правобережному лісостепу. Так, упродовж 2010–2014 рр. чисельність тварин становила тут у середньому всього  $84,6 \pm 7,24$  ос. Відтак, будь-який вплив консументів I порядку на стан місцевої ценопопуляції єнота уссурійського і навпаки прослідкувати за допомогою даних узагальненої статистичної

звітності не видається можливим. Для цього вочевидь необхідні польові дослідження у місцях локалізації субпопуляцій, що, знову ж таки, не викликане практичною необхідністю, у зв'язку з Рекомендацією № 77 Постійного комітету Бернської конвенції про викорінення виду.

Таблиця 2.12

**Коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ) між чисельністю єнота уссурійського та чинниками середовища у Лісостепу України (2000-2012 рр.)**

Екологічні чинники (маркери)	Природно-сільськогосподарські провінції					
	ЛС - 1		ЛС - 2		ЛС - 3	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
1	2	3	4	5	6	7
Лісистість територій, %	-	-	0,790	0,1	0,905	0,05
Полезахисна лісистість, %	-	-	-0,846	0,05	-0,729	-
Середньорічна температура, С	-	-	-0,111	-	0,152	-
Середня температура упродовж зими, С	-	-	0,216	-	-0,438	-
Середньорічна кількість опадів, мм	-	-	0,001	-	0,782	-
Середня кількість опадів упродовж зими, мм	-	-	-0,06	-	0,098	-
Середня кількість опадів упродовж червня, мм	-	-	-0,299	-	-0,098	-
Щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, кол./га	-	-	-0,138	-	0,937	0,05
Чисельність популяції зайця сірого, ос.	-	-	-0,753	0,1	-0,051	-
Чисельність популяції куріпки сірої, ос.	-	-	-0,971	0,01	-0,912	0,05
Чисельність популяції фазана звичайного, ос.	-	-	-0,866	0,05	0,773	-
Чисельність популяції крижня, ос.	-	-	-0,638	-	0,681	-
Чисельність популяції лиски, ос.	-	-	-0,020	-	0,894	0,05

Продовження табл. 2.12

1		2	3	4	5	6	7	
Чисельність популяції лисиці звичайної, ос.		-	-	0,762	0,1	0,645		
Штатних працівників у МГ, ос./тис. га угідь		-	-	0,108	-	0,860	0,1	
Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га МУ		-	-	-0,034	-	0,857	0,1	
Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га мисливських угідь		-	-	0,877	0,05	0,895	0,05	
Автопарк с.-г. техніки, од./тис. га ріллі:		-	-	-	-	-	-	
тракторів		-	-	0,005	-	-0,835	0,1	
зернових комбайнів		-	-	0,116	-	-0,836	0,1	
Посівні площі, тис. га:		-	-	-0,770	0,1	0,896	0,05	
Зернові	зернові разом	-	-	-0,853	0,05	0,927	0,05	
	у т.ч. озимі (%)	-	-	0,102	-	0,373	-	
	кукурудза на зерно	-	-	-0,431	-	0,728	-	
	зернобобові	-	-	-0,451	-	-0,725	-	
Технічні	буряк цукровий	-	-	-0,668	-	-0,647	-	
	соняшник	-	-	-0,929	0,01	0,795	-	
	соя	-	-	-0,093	-	0,659	-	
Кормові	кукурудза на зелену масу	-	-	-0,362	-	-0,807	0,1	
	однорічні трави	-	-	0,024	-	-0,811	0,1	
	багаторічні трави	-	-	-0,380	-	-0,804	-	
Чисті пари, тис. га		-	-	0,174	-	-0,898	0,05	
Вне-сення добрив	мінеральних	тис. га	-	-	0,046	-	0,811	0,1
		ц/га	-	-	-0,038	-	0,835	0,1

Продовження табл. 2.12

	органі- чних	тис. га	-	-	0,279	-	0,522	-
		ц/га	-	-	-0,047	-	-0,780	-
Використання пестицидів, кг/га			-	-	-0,378	-	0,594	-
ВРХ усього, тис. гол.			-	-	-0,179	-	-0,827	0,1
у т.ч. корів населення			-	-	0,145	-	-0,746	-
Притягнуто до адмін- відповідальності за порушення у сферах, чол.:			-	-	-	-	-	-
охорони та використання природних ресурсів			-	-	0,098	-	0,835	0,1
сільського господарства			-	-	-0,128	-	0,829	0,1
Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>			-	-	-0,869	0,05	0,905	0,05
Щільність населення, ос./км <sup>2</sup>			-	-	0,055	-	-0,841	0,1
у т.ч. сільського			-	-	-0,392	-	-0,853	0,1
Врахованих показників, шт.			-		43		43	

В обох провінціях відмічена позитивна кореляція середнього та сильного ступенів між чисельностями єнотів та лисиць, що можна пов'язувати як і з станом спільної кормової бази так і з однаковою залежністю від спільних для собачих епізоотій тощо.

Негативний достовірний зв'язок між чисельністю сільгосптехніки і тварин в ЛС-3 можна пов'язувати як із посиленням фактором турбування так і зі швидкістю трансформації агроландшафтів, яка, у свою чергу, скорочує періоди піків кормової доступності угідь. Наприклад, шляхом одночасного руйнування колоній мишоподібних на значних територіях. Дане припущення опосередковано підтверджується вірогідними дуже сильними позитивними зв'язками між кількістю хижаків та посівними площами загалом і зернових культур зокрема. До того ж, щільність ценопопуляції єнота уссурійського негативно у високому ступені корелювала зі щільностями населення та чисельності ВРХ усіх категорій. Тому, враховуючи виявлені закономірності, можна стверджувати, що угруповання мисливських видів хижаків – єнота уссурійського та

лисиці звичайної у ЛС-3 були найбільш чутливими до вищеперелічених факторів турбування, порівняно з даними, отриманими у ЛС-1 та ЛС-2, тоді як для зайця сірого окреслені показники та їх маркери повсюдно виявилися стимулюючими.

Примітно, що по всій території сучасного Лісостепу жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого впливу на чисельність єнота уссурійського. В той час, витрати на штучне розведення дичини були єдиним, спільним для обох природно-сільськогосподарських провінцій фактором, вірогідно стимулюючим відновлення/збереження чисельності виду. Загалом, за результатами кореляційного аналізу можна дійти висновку, що в екологічних аспектах існування ценопопуляцій єнота уссурійського у лівобережному та правобережному Лісостепу України наявні серйозні відмінності. Зокрема, напрошується припущення, що, через неконкурентну щільність, використання тваринами агроландшафтів ЛС-2 в якості осередків перебування та живлення відбувається у значно меншій мірі ніж це можна спостерігати у ЛС-3.

В ході встановлення величини прямого впливу вірогідно корелюючих чинників довкілля на чисельність єнота уссурійського у ЛС-2, шляхом множинного регресійного аналізу, були одержані наступні результати (табл. 2.13). Так, лінійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали лише три антропогенні та один ландшафтний фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю з рештою виявлених у ході кореляційного аналізу статистично значущих чинників. З чотирьох виявлених чинників два здійснювали лімітуючий, а два – виражений стимулюючий впливи на кількісні характеристики місцевої ценопопуляції.

У ЛС-3 лінійний регресійний зв'язок з кількістю єнотів в угіддях мали один біотичний та три антропогенні фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю з рештою виявлених у ході кореляційного аналізу статистично значущих чинників (табл. 2.14).

Таблиця 2.13

**Параметри лінійної регресії між чисельністю єнота  
уссурійського та чинниками навколишнього середовища у  
ЛС-2 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Лісистість територій, %	244,8	38,64
2	Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га	991,0	7,02
3	Посівні площі (разом), тис. га	-0,1	-0,87
4	Посівні площі соняшника тис. га	-0,2	-0,07

Найбільший стимулюючий непрямий вплив здійснювався посівними площами зернових, у той час щільність сільського населення у подібній мірі зумовлювала негативний вплив на чисельність єнота уссурійського. Примітно, що аналогічні тенденції були відмічені і при аналізі екології місцевої ценопопуляції лисиці звичайної.

Таблиця 2.14

**Параметри лінійної регресії між чисельністю єнота  
уссурійського та чинниками навколишнього середовища у  
ЛС-3 ( $R^2 = 0,99$ )**

№ п/ п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях, кол./га	176,0	0,39
2	Посівні площі зернових тис. га	1,4	1,24
3	ВРХ усього, тис. гол.	-0,2	-0,08
4	Щільність сільського населення, ос./км <sup>2</sup>	-49,2	-1,03



Таким чином, можна констатувати – у Лівобережному лісостепу України єнот уссурійський здійснив більш успішну і, вочевидь, вимушену експансію в місцеві агроландшафти, що скоріше зумовлювалося зростанням щільності виду, яка нині тут у 31,5 разів перевищує ці самі показники у правобережній частині регіону досліджень. Останнє повинно враховуватися при веденні мисливського господарства у сільськогосподарських угіддях ЛС-3, зокрема визначенні місць інтродукції штучно вирощеної дичини та створення відтворювальних ділянок, а також за планування заходів з максимальної елімінації виду.

Отже, попри доволі незначну чисельність єнотоподібного собаки у правобережних областях Лісостепу України ( $0,02 \pm 0,002$  ос./тис. га), з тенденцією до подальшого скорочення, кількість тварин на Лівобережжі регіону досліджень з початком ХХІ ст. і досі зазнає динамічного зростання ( $0,63 \pm 0,02$  ос./тис. га). Останнє варто розцінювати як небажану тенденцію, зважаючи на визнану шкідливість виду і ратифіковані Україною (1996 р.) міжнародні зобов'язання щодо його цілковитої елімінації на Європейському континенті (Рекомендація № 77 постійного комітету Бернської конвенції «Про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі»).

На всій території сучасного Лісостепу жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого модифікаційного впливу на чисельність єнотоподібного собаки, що цілком пояснюється бореальним походженням цього виду-акліматизанта. Поряд із тим, витрати на штучне розведення дичини були єдиним, спільним для обох природно-сільськогосподарських провінцій маркерним показником, який вірогідно сприяв збільшенню чисельності його угруповань. На відміну від ЛС-2, у ЛС-3 щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях ( $r = 0,937$ ;  $E = 0,39$ ;  $p < 0,05$ ) та чисельність фазанів ( $r = 0,773$ ) і деяких (*Fulica atra*) водоплавних пастушкових ( $r = 0,894$ ;  $p < 0,05$ ) були у прямих, від середнього до дуже сильного ступенів, зв'язках з чисельністю виду. Це свідчить про його плюральність в освоєнні різних типів угідь, що вочевидь пояснюється більшою (у 31,5 раза) щільністю виду в Лівобережній провінції порівняно з Правобережною, а відтак, вимушеним розширенням переліку кормових стацій на фоні загострення внутрішньовидової трофічної конкуренції у пріоритетних біотопах.

## Клас птахи (*Aves*)

Зі стрімким розвитком аграрного виробництва упродовж ХХ ст. значна частина території України зазнала глобальної трансформації. Ключовим наслідком даного процесу стала повсюдна заміна природних лучних біоценозів на спрощені агроценози. Зазначені перетворення призвели до суттєвих, зокрема стаціональних, змін у життєдіяльності більшості видів польових птахів, чисельність яких в Європі лише за останні 30 років зменшилася удвічі. В Лісостепу це першочергово стосується куроподібних (*Galliformes*), популяції яких тут є невід'ємним елементом сільськогосподарських ландшафтів та, відповідно, піддаються бінарному впливу негативних антропогенних чинників [73, 443].



**Куріпка сіра** (*Perdix perdix* Linnaeus, 1758) – представник ряду куроподібні (*Galliformes*) родини фазанові (*Phasianidae*) роду куріпки (*Perdix*), осілий аборигенний мисливський вид, котрий повсюдно заселяє агроландшафти, відкриті та напівзакриті природні угіддя України, окрім високогір'їв Карпат і Криму, де висота над рівнем моря перевищує 900 м, та зімкнених лісових масивів [142, 205, 175].

Куріпка сіра є корисним мисливським та сільськогосподарським видом. Встановлено, що одна особина упродовж року знищує більше 5 кг різноманітних комах-шкідників, зокрема – за один день поїдаючи до 126 ос. колорадського жука, а, полюючи на довгоносиків, рятує до 50% врожаю цукрового буряка [340]. При цьому, наявний зерновий корм птахи збирають виключно з землі [229], тому не завдають збитків виробникам [142]. Результати моніторингу користувачами мисливських угідь чисельності даного виду нині використовуються вченими, у сукупності з індексом MSA, для оцінки екологічного стану навколишнього природного середовища [403].

У СРСР вид зберігав промислове значення до 30-х років минулого століття. Згодом заготівля куріпок різко скоротилася, попри це спортивне полювання на них у країні і донині лишається найпопулярнішим серед решти наземно-гніздових

видів [340, 270]. Чисельність птахів в Україні у 60-х роках ХХ ст. складала близько 297 тис. особин. Станом на початок ХХІ ст. цей показник коливався в межах 913 тис. ос., що свідчить про чітку тенденцію до зростання чисельності виду [209]. Втім, за неофіційними оцінками європейських науковців [451], запаси куріпки сірої в Україні, як і в ЄС, навпаки різко зменшилися і коливаються у межах всього 60–80 тис. пар, що узгоджується з прогнозами ряду вітчизняних авторів [209, 444].

Висвітленням питань біології та екології куріпки сірої у другій половині ХХ ст. приділялося достатньо уваги як радянськими так і закордонними вченими [176, 473, 270, 451, 403, 142, 340, 264, 196, 501]. Втім, власне у незалежній Україні, упродовж останніх 25 років, зоологічні, екологічні і мисливськогосподарські дослідження виду носили поодинокий та фрагментальний характер, про що зокрема свідчить незначна кількість публікацій у спеціалізованих друкованих виданнях.

Куріпка сіра – середній за розміром птах, який веде наземний спосіб життя. Жива маса самців 400–410 г, самок – 370–390 г. Тривалість життя – до 20 років, хоча у природі цей показник рідко перевищує 4 роки [176]. Статевий диморфізм виражений слабо. Верх тулуба сірий з темно-бурим цівчастим малюнком і «титановими» поперечними смугами. Низ – світло-сірий, на передній частині велика пляма каштанового кольору підковоподібної форми, яка в самок відсутня або має значно менші розміри ніж у самців [205, 175]. Повна заміна оперення відбувається один раз на рік. Линька розпочинається влітку і триває до декількох місяців, у залежності від розтягнутості періоду розмноження [142].

Типові стації куріпок це відкриті та напівзакриті екотони – межі та закрайки полів під різноманітними сільгоспкультурами, посіви колоскових злакових, перелоги, пасовища та сіножаті, балки, вирубки, долини річок, узлісся, великі лісові галявини. У перелічених біотопах птахи, як правило, тримаються забур'янених чи порослих рідкими чагарниками ділянок з розвиненим трав'яним ярусом. За відсутності факторів турбування, вид легко адаптується до існування у навколоселітебних та, навіть, селітебних територіях [205, 270, 196, 394]. В осінньо-зимовий період куріпки тримаються

зграйками, що складаються, переважно, з одного повноцінного виводка [352].

Біотопний розподіл куріпки сірої в умовах місцевого Лісостепу детально не досліджувався. Пирогов Н. Г. [283] описав стаціональні вподобання птахів у лісостепових ділянках півдня України. Основна їх частина притримувалася степових ділянок (74,2%), а також закрайків перелісків і очеретяно-чагарникових угідь (16,2%). Значно рідше куріпки зустрічалися в середині перелісків (9,6%). Зокрема, на відкритій місцевості птахи надавали перевагу сінокосам (65,2%), де висота травостою дозволяла їм своєчасно помічати небезпеку.

Куріпка сіра – поліфагію. Кормовий набір дорослих особин у безсніжний період складається з безхребетних тварин, зелених частин рослин, ягід, насіння диких трав і сільськогосподарських культур. Курчата з перших днів життя харчуються переважно тваринними кормами – гусеницями, лялечками, молюсками, дорослими комахами; частково ягодами, поступово переходячи на раціон дорослих птахів. Встановлено, що прирости живої маси пташенят, котрі упродовж перших шести днів життя споживали виключно рослинні корми, були на 46,4% нижчими, ніж в курчат у раціоні яких були комахи. Зокрема, в екосистемах з достатньою кількістю членистоногих, виживання пташенят складало на рівні 50%, тоді як в бідних комахами біотопах – лише 13% [340]. З установами мінусових температур та снігового покриву, асортимент кормів значно скорочується. Куріпки переходять на харчування сходами озимих, післяжнивними залишками колоскових культур та насінням бур'янів. Серед найцінніших рослин, які у різні сезони року можуть слугувати птахам як кормовими так і захисними угіддями варто виділити: люпин багаторічний, люцерну, пухир плідник, еспарцет, буркун [340, 142, 205, 175].

Сірі куріпки – моногами. Ранньою весною, зі сходженням снігового покриву, у тварин розпочинається період розмноження. Птахи утворюють батьківські пари. Участь самок у розмноженні становить близько 80% [295]. У Лісостепу гніздо влаштовується упродовж травня – початку червня, у заглибленні землі серед чагарників і торішніх трав. У кладці може бути до 26 яєць, а в Українському Лісостепу, як правило, у межах від 10 до 14 шт. [227]. Період інкубації триває 23–24 доби. Самець приймає

повноцінну участь у вихованні приплоду і вразі загибелі самки всю турботу про потомство виконує одноосібно. Молодняк з'являється з кінця травня до кінця червня, стає статевозрілим у віці 9–10 місяців і вже наступної весни бере участь в розмноженні [142, 270, 352].

Гостро лімітуючий вплив на рівень збереження та відтворення популяцій куріпки сірої здійснюють ряд абіотичних факторів, зокрема: інтенсивність опадів під час появи потомства, тривалість безморозного періоду, максимальна глибина снігового покриву, кількість і тривалість ожеледей [340, 142, 176]. На репродуктивні показники виду в значному ступені впливає й щільність особин на одиницю площі [454, 457, 503].

Аналізуючи вплив антропогенних факторів на повсюдне зниження в СРСР чисельності куріпки сірої у другій половині ХХ ст., Колосов А. М. [142] окреслив наступні. Погіршення кормових, гніздових і захисних якостей угідь у результаті: ліквідації польових меж та інших природних вкраплень рослинності в агроландшафти, зростання розораності земель, монокультурна спеціалізація підприємств, механізований збір колоскових злакових, перевипас луків. Непомірний мисливський прес (*прим. авт.:* упродовж 70-х років у лісостеповому поясі СРСР добувалося до 76% осінньої чисельності популяцій виду). Вченим зокрема відмічалось, що більшість птахів, особливо молодняка, гинуло (в т.ч. шляхом руйнування гнізд) у період механізованого скошування зеленої маси. Поруч з тим, катастрофічне зменшення поголів'я куріпки в агроландшафтах Англії, Франції, Данії та ін. держав автор пов'язує з дефіцитом пріоритетного корму – членистоногих, чисельність котрих різко скоротилася з широким, на той час, впровадженням у сільському господарстві країн Європи інсектицидів та гербіцидів. Згодом частка загибелі тварин, через популяризацію хімізації сільгоспугідь, була визначена й в Україні. Так, за даними Бондаренка В. Д. [23], у результаті внесення мінеральних добрив гинуло 9% популяції куріпок, тоді як застосування пестицидів, в окремих випадках, викликало понад 90% смертності серед птахів. Наявні відомості про загибель куріпок при внесенні в угіддя зерна, протруєного ротендицидами, а також про зниження відтворних властивостей виду під впливом застосування інших видів пестицидів, що зокрема призводило до зменшення кількості

яєць в кладці, загибелі та виродження ембріонів і т.п. [142, 281, 400]. Вище перелічені негативні аспекти антропогенного тиску на вид у більшій мірі узгоджуються з результатами досліджень інших авторів [1, 2, 202, 281, 3, 400, 394, 340, 4, 501, 473].

Власне сама трансформація природних угідь у зімкнуті площі агроценозів з низькою мозаїчністю та супутнє цьому зростання фактору турбування завдають значних збитків популяціям польових видів птахів, у т.ч. куріпок, оскільки позбавляють їх захисно-гніздових осередків та порушують установлені добові і сезонні біоритми тварин [358, 518]. Під впливом антропогенного стресу у куріпок розвивається специфічна хвороба, яка окремими авторами [340] іменується «хворобою напруги» та супроводжується різноманітними патологічними проявами, навіть до зупинки розмноження і загибелі від виснаження [1].

Куріпка сіра входить до трофічних ланцюгів практично усіх денних хижих птахів середнього і великого розмірів – яструбів, лунів, орлів, а також воронових, пугача, лисиці рудої, єнота уссурійського, бродячих домашніх собак та кішок [352, 365, 188]. Існують повідомлення про шкідливий вплив на популяції сірих куріпок диких свиней [207].

Свого часу також було досліджено вплив хижацтва та сільськогосподарського виробництва на збереженість гнізд куріпок у СРСР та Західній Європі [264]. Так розорення яйцекладок хижаками у ЧРСР відбувалося у 11,0% випадків їх знищення, тоді як при виконанні польових робіт страждало 71,5% гніздівель. На решту випадків припадало 17,5%. В той час в Англії ці цифри становили відповідно 39,0–60,2%, 26,8–27,2% та 12,8%.

В окремі роки була зареєстрована загибель куріпок від інфекційних та інвазійних хвороб, зокрема внаслідок масового ураження гельмінтами, коли в одному птаку вчені нараховували до 12 тис. глистів [142].

При плануванні мисливськогосподарської діяльності у Лісостеповій правобережній і Лісостеповій лівобережній лісомисливських зонах України річну загибель кладок, молодняку та дорослих особин куріпки сірої для обох зон оцінюють у 50, 60 та 40% відповідно, а відтак середньорічний

приріст популяції приймається за 20% [227], хоча може сягати і 100% [142, 473].

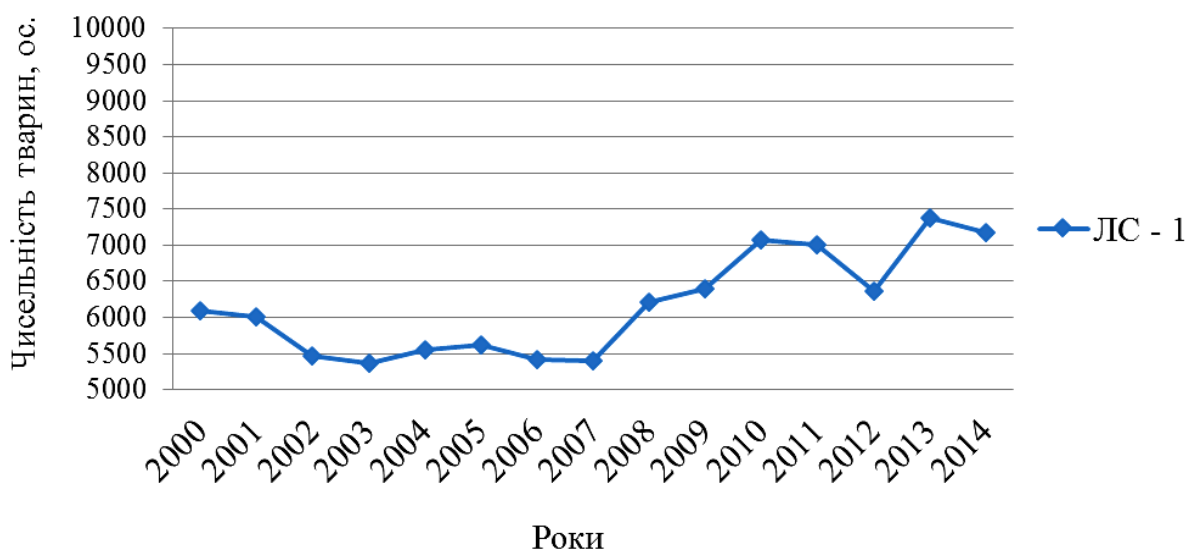
У результаті сукупної дії вище перелічених негативних екологічних (переважно антропогенних) факторів, із середини ХХ ст. чіткі тенденції до стрімкого скорочення чисельності куріпки сірої прослідковуються по всьому Європейському континенту [340, 444]. Так, у проміжку між 1959–2009-ми роками добування куріпки у Німеччині скоротилося на 98,0%. Кількість впольованих за мисливський сезон птахів у сусідній Польщі також скоротилося на 98,5%, порівняно до 60–70-х років минулого століття [444]. А чисельність виду у Великобританії, упродовж останніх 25 років, зменшилась на 80% [473]. Як наслідок, полювання на вільну куріпку у більшості країн ЄС нині жорстко обмежене або заборонене взагалі. Птах визнаний як такий, що «перебуває під загрозою зникнення». Куріпка сіра віднедавна занесена до червоних книг Німеччини, Австрії та Швейцарії [444, 473]. Вид також внесений до Додатку III (*Види фауни, що підлягають охороні*) Бернської Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі, Директиви ЄС з охорони диких птахів (SEE 1-3) та до переліку видів, які знаходяться під опікою Європейського товариства охорони навколишнього середовища (SPEC 3) [175].

Проте 2008 року ЄС припинив субсидування відведення земель під стації для куріпок і решти польових птахів [477, 478, 446], а паралельне збільшення посівів озимих зернових, замість традиційних ярих, виявилось додатковою причиною зменшення сегетальної флори та, як результат, збіднення фіторізноманіття у середовищах існування виду [496, 475].

Отже, за результатами огляду вітчизняних та закордонних літературних джерел, можна дійти висновку, що стан популяцій куріпки сірої у значній мірі залежить від: метеорологічних умов упродовж всього року, головним чином глибини залягання снігового покриву, кількості і тривалості ожеледей; структури, природної мозаїчності, захисних та кормових властивостей домінуючих агроценозів; рівня індустріалізації і спеціалізації землеробства у цілому; хижацького та антропогенного навантаження [1, 2, 3, 340, 142, 281, 400, 473, 501, 264, 196]. Проте, характер та сила впливу більшості з вище перелічених

екологічних чинників на популяцію куріпки сірої, в умовах сучасних агроландшафтів України, нині не встановлені.

Аналіз динаміки чисельності птахів у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції упродовж останніх 15-ти років засвідчив її перехідний стабільно-флюктуючий тип з тенденцією до хвилеподібного зростання починаючи з 2008 року. Виявлена нестійка 4-5-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції куріпки сірої. Загалом, двом-чотирьом рокам підйому чисельності слідували один-два роки її відносної стабілізації, з наступними одним-двома роками спаду різної інтенсивності (рис. 2.14).



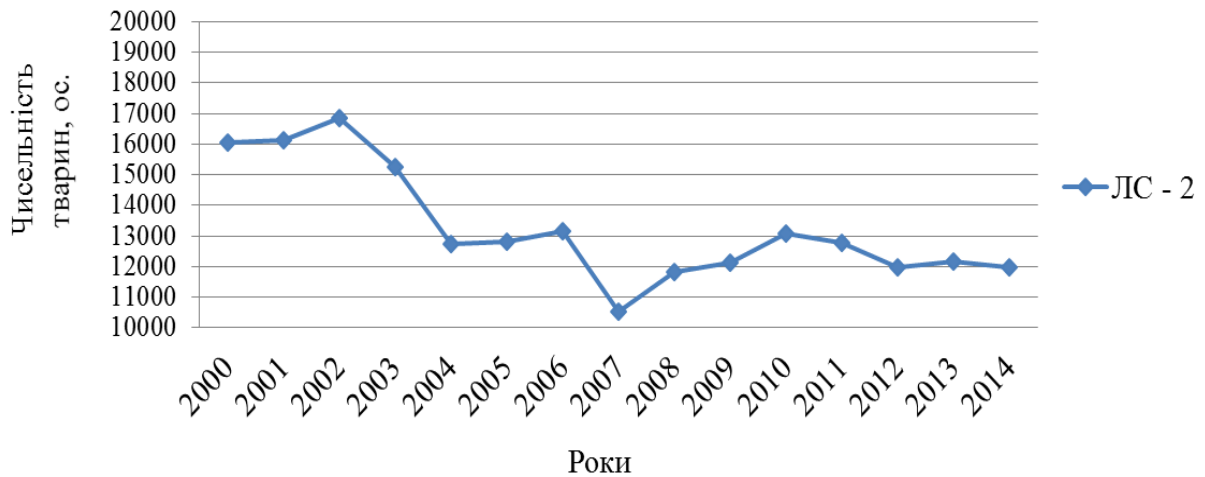
**Рис. 2.14 – Динаміка чисельності куріпки сірої у Лісостеповій Західній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Нижні плато стабілізації чисельності не фіксувалися, найменший показник поточної хвилі відразу супроводжувався, у наступному році, початком росту іншої. Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих птахів в угіддях провінції становила 2,02 тис. ос., або 27,4% від максимального. Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала 10 років.

Динаміка чисельності куріпки сірої у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції характеризувалася чітким флюктуючим спадаючим типом. Виявлена нестійка 3–5-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції куріпки сірої. Загалом, двом-трьом рокам підйому чисельності слідували два роки її відносної стабілізації, з наступними одним-двома роками спаду, переважно «вибухового»



типу. Нижні плато стабілізації чисельності не фіксувалися, найменший показник поточної хвилі відразу супроводжувався, у наступному році, початком росту іншої (рис. 2.15).



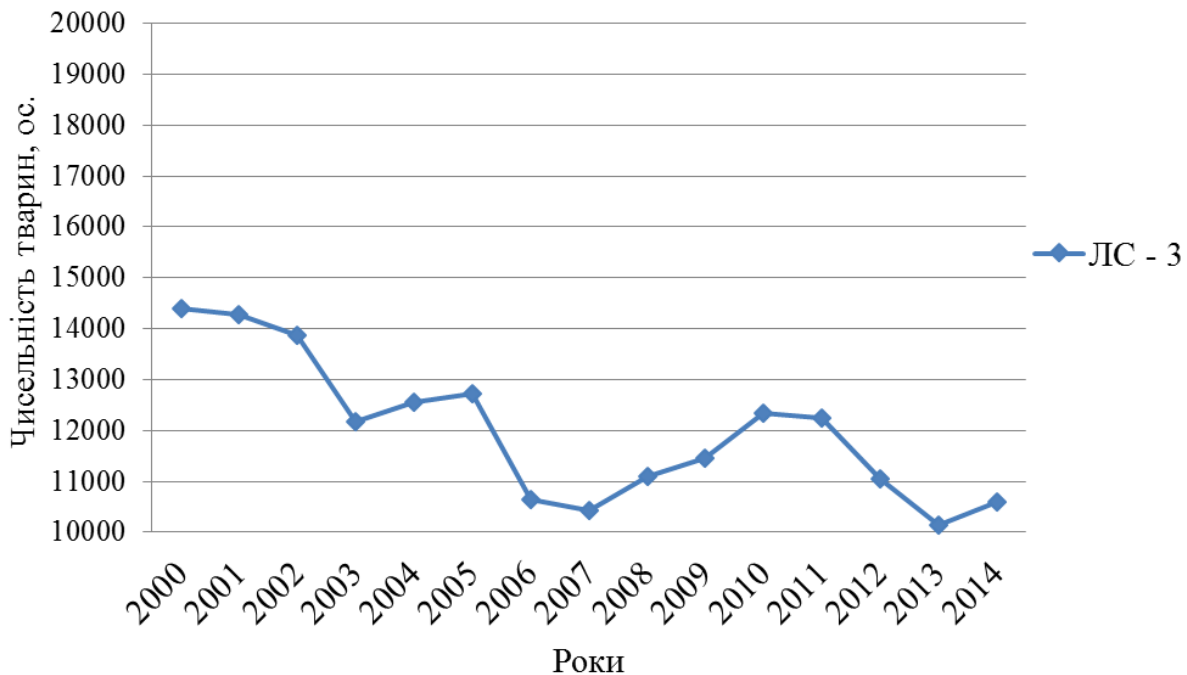
**Рис. 2.15 – Динаміка чисельності куріпки сірої у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становила 6,3 тис. ос., або 37,4% від максимального. Кожен наступний пік чисельності тут не досягав рівня попередніх. Пік максимального розквіту популяції, на даному часовому відрізку, припадав ще на 2002 рік, а найглибшої депресії – на 2007 рік. Відтак, тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю птахів у XXI ст. складала п'ять років.

Вивчення динаміки чисельності птахів у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції упродовж XXI ст. засвідчило її чіткий флюктууючий тип з тенденцією до зменшення щільності ценопопуляції. Виявлена нестійка 3–6-річна циклічність у змінах чисельності місцевого угруповання куріпки сірої. Загалом, двом-трьом рокам підйому чисельності слідували один-два роки її відносної стабілізації, з наступними одним-двома роками спаду «вибухового» типу. Нижні плато стабілізації чисельності не фіксувалися, найменший показник поточної хвилі відразу супроводжувався, у наступному році, початком росту іншої (рис. 2.16).

Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції

становила 4,2 тис. ос., або 29,5% від максимального. Кожен наступний пік чисельності тут, як і у ЛС-2, не досягав рівня попередніх. Пік максимального розквіту популяції, на даному часовому відрізку, припадав ще на 2000-й рік, а найглибшої депресії – на 2013 рік. Відтак, тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю птахів у XXI ст. складала 13 років.



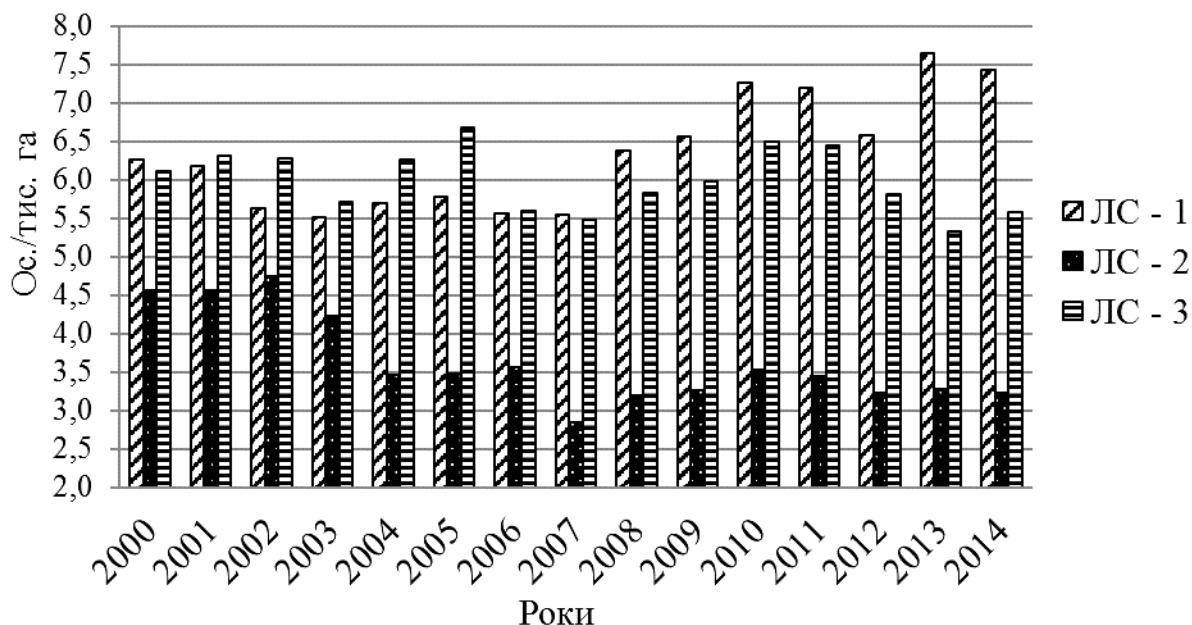
**Рис. 2.16 – Динаміка чисельності куріпки сірої у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції (XXI ст.)**

Наведені графіки динаміки чисельності куріпки сірої у ЛС-2 та ЛС-3 відмічаються досить схожими тенденціями та характеризують місцеві ценопопуляції виду як такі, що набувають ознак депресивного стану. Як і у випадку із угрупованнями зайця сірого, 2007-й рік виявився виражено критичним на досліджуваному часову відрізок для всіх лісостепових ценопопуляцій куріпок, що лише підкреслює вірність раніше висловлених припущень про лімітуючий вплив порівняно низьких зимових температур у зазначений період.

Для більш об’єктивного аналізу стану даного виду варто розглянути динаміку його щільності в окремих, різних за розмірами, провінціях (рис. 2.17). Упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася у 2013–2014 роках у Західній провінції - 7,6–7,4 ос./тис. га. Амплітуда коливань між

максимальним і мінімальним значеннями щільності птахів в мисливських угіддях провінції становила 2,1 ос., або 27,9% від максимального.

Ліміти щільності куріпки сірої у Правобережній та Лівобережній провінціях становили відповідно 2,8–4,7 та 5,3–6,7 ос./тис. га, а розмахи між крайніми значеннями, у свою чергу, склали 40,0 та 20,2% від максимальних.



**Рис. 2.17 – Щільність угруповання куріпки сірої у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (XXI ст.)**

Узагальнені дані розрахунку фактичної та оптимальної щільностей виду в мисливських угіддях Українського лісостепу, за останні п'ять років, наведені в табл. 2.15. Отже, за останні роки, у жодній з досліджуваних правобережних провінцій лісостепу щільність куріпки сірої не досягала навіть третини від екологічно обґрунтованого оптимуму. Зокрема, у Західній та Правобережній провінціях вона була нижчою за оптимальну відповідно на 80,2% та 86,0%, тоді як у Лівобережній – лише удвічі (46,9%). Загалом у сучасному Лісостепу України чисельність куріпки сірої становить менше третини (28,9%) від оптимальної, розрахованої згідно чинної нормативно-правової бази [295]. При цьому, доцільно нагадати, що вид є класичним біоіндикатором екологічного стану навколишнього природного середовища [403].

Задля виявлення поточних екологічних особливостей життєдіяльності місцевих ценопопуляцій куріпки сірої, які на заході і сході Українського лісостепу упродовж ХХІ ст. характеризувалися протилежними демографічними показниками розвитку, були розраховані коефіцієнти парної лінійної кореляції між чисельністю птахів та ключовими факторами довкілля і їх маркерами в окремих природно-сільськогосподарських провінціях регіону (табл. 2.16).

Таблиця 2.15

**Порівняльні дані щільностей куріпки сірої у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (M±m, 2010-2014 рр.)**

№ п/п	Природно-сільськогосподарські провінції	Щільність, ос./1000 га			Фактична щільність від оптимальної, %
		фактична	оптимальна	різниця, +/-	
1	Лісостепова Західна	7,2 ± 0,18	36,3	-29,1	19,8
2	Лісостепова Правобережна	3,3 ± 0,06	23,5	-20,2	14,0
3	Лісостепова Лівобережна	5,9 ± 0,23	11,1	-5,2	53,1

У досліджуваних провінціях показники чисельності ценопопуляцій куріпки сірої не характеризувалися злагодженими кореляціями з кліматичними факторами. При цьому, у ЛС-3 відмічався негативний зв'язок між кількістю птахів і середньою кількістю опадів у червні, а у ЛС-2 – позитивний із середньорічною вологістю повітря. Потрібно зауважити, вірогідний зв'язок чисельності куріпок з агрочинниками був порівняно слабо вираженим у всіх трьох провінціях і розподілявся наступним чином: ЛС-1 – 0; ЛС-2 – 5; ЛС-3 – 1 показник. Втім, і тут все ж прослідковувалися певні закономірності.

Таблиця 2.16

**Коефіцієнти парної лінійної кореляції (*r*) між чисельністю куріпки сірої та чинниками навколишнього середовища у Лісостепу України (2000-2012 рр.)**

Екологічні чинники (маркери)	Природно-сільськогосподарські провінції					
	ЛС - 1		ЛС - 2		ЛС - 3	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
1	2	3	4	5	6	7
Лісистість територій, %	-0,779	-	-0,287	-	-0,225	-
Полезахисна лісистість, %	0,556	-	-0,700	0,05	0,738	-
Середньорічна температура, °С	0,227	-	-0,099	-	0,260	-
Середня температура упродовж зими, °С	-0,320	-	0,297	-	0,204	-
Середньорічна кількість опадів, мм	0,205	-	0,401	-	-0,484	-
Середня кількість опадів упродовж зими, мм	-0,075	-	-0,131	-	0,221	-
Середня кількість опадів упродовж червня, мм	0,313	-	-0,198	-	-0,825	0,1
Середньорічна вологість повітря, %	0,314	-	0,649	0,05	0,011	-
Середня вологість повітря упродовж червня, %	0,604	-	0,187	-	-0,347	-
Чисельність ценопопуляції лисиці звичайної, ос.	0,024	-	0,331	-	-0,210	-
Чисельність популяції енота уссурійського, ос.	-	-	0,794	0,01	-0,629	-
Штатних працівників у МГ, ос./тис. га угідь	-0,077	-	-0,642	0,05	-0,597	-
Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га мисливських угідь	0,715	-	-0,668	0,05	-0,478	-
Витрати на розведення дичини, грн./тис. га	0,852	0,1	0,826	0,01	-0,232	-

Продовження табл. 2.16

1		2	3	4	5	6	7	
Автопарк с.-г. техніки, од./тис. га ріллі:		-	-	-	-	-	-	
тракторів		-0,592	-	0,318	-	0,682	-	
зернових комбайнів		-0,623	-	0,393	-	0,677	-	
Посівні площі, тис. га:		0,394	-	-0,723	0,05	-0,326	-	
Зернові	зернові разом	0,556	-	-0,814	0,01	-0,642	-	
	у т.ч. озимі (%)	0,216	-	-0,489	-	-0,506	-	
	кукурудза на зерно	0,469	-	-0,738	0,05	-0,529	-	
	зернобобові	-0,659	-	0,451	-	0,585	-	
Технічні	буряк цукровий	-0,445	-	-0,194	-	0,510	-	
	соняшник	0,596	-	-0,897	0,01	-0,489	-	
	соя	0,545	-	-0,455	-	-0,602	-	
Кормові	кукурудза на зелену масу	-0,412	-	0,330	-	0,762	-	
	однорічні трави	-0,491	-	0,518	-	0,739	-	
	багаторічні трави	-0,436	-	-0,037	-	0,740	-	
Чисті пари, тис. га		-	-	0,462	-	0,409	-	
Внесення добрив	мінеральних	тис. га	0,596	-	-0,732	0,05	-0,590	-
		ц/га	0,409	-	-0,313	-	-0,570	-
	органічних	тис. га	-0,443	-	0,405	-	0,274	-
		ц/га	0,021	-	-0,122	-	0,832	0,1
Використання пестицидів, кг/га		0,330	-	-0,026	-	-0,535	-	
ВРХ усього, тис. гол.		-0,572	-	0,205	-	0,673	-	
у т.ч. корів населення		-0,745	-	-0,040	-	0,107	-	
Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>		-0,791	0,05	-0,762	0,05	-0,225	-	
Щільність населення, ос./км <sup>2</sup>		-0,601	-	0,716	0,05	0,654	-	
у т.ч. сільського		-0,698	-	-0,012	-	0,606	-	
Врахованих показників, шт.		38		40		40		

Зокрема, негативні корелятивні зв'язки з посівними площами, площами зернових загалом, у т.ч. озимих, адвентивних культур – кукурудзи на зерно та соняшника, інтенсивністю застосування пестицидів, площами і нормами внесення мінеральних добрив були злагодженими у ЛС-2 та ЛС-3 – значно

розораніших провінціях, відповідно на 10,3 та 25,3% (станом на 2012 р), порівняно до ЛС-1. Варто відмітити також позитивні слабкі кореляції з площами чистих парів і перелогів, які зазвичай добре освоюються птахами.

Негативний зв'язок кількості куріпок зі щільністю сільського населення слабшав із заходу на схід, де виявився (ЛС-3) позитивним середнього ступеня, на фоні стрімкого скорочення чисельності ценопопуляції. Відтак, можна констатувати опосередковано негативний вплив даного узагальнюючого показника на життєздатність виду у всьому регіоні.

Дослідженнями підтверджено стійкий негативний зв'язок між щільністю автошляхів та куріпок в угіддях усіх провінцій. Лише у ЛС-3 він не мав статистичної значущості, проте і максимальні показники щільності доріг з твердим покриттям тут були нижчими на 15,6 і 13,9% порівняно з такими у ЛС-1 та ЛС-2 відповідно. На наш погляд, це однозначно пояснюється видовою особливістю птахів скупчуватись біля доріг у багатосніжний період, де полегшується добування корму та наявні гастроліти. Тому, куріпки частіше інших птахів стають жертвами хижаків та автобраконьєрів [270, 340, 269, 268, 349].

У ході встановлення величини прямого впливу вірогідно корелюючих чинників довкілля та їх маркерів на чисельність куріпки сірої у ЛС-1, шляхом множинного регресійного аналізу, були одержані наступні результати (табл. 2.17). Так, лінійний зв'язок з кількістю птахів в угіддях мали лише два статистично значущі антропогенні фактори, які не характеризувалися мультиколінеарністю, оскільки відносилися до окремих підгруп – «мисливськогосподарські» та «інфраструктурні» і мали різноспрямовані зв'язки з результативною змінною.

Зокрема, скорочення щільності автодоріг супроводжувалося прямопропорційним зростанням чисельності куріпок в угіддях у співвідношенні 1:14, тоді як витрати на розведення дичини у значно меншій мірі впливали на динаміку чисельності птахів (1:0,2). Варто зауважити, показники множинного та нормованого коефіцієнтів детермінації засвідчили – на чисельність виду у ЛС-1 мали суттєвий вплив екологічні чинники не включені до регресійної матриці. Наведені параметри регресії всього у 53,2% ( $R^2_{adj} = 0,532$ ) випадків визначали зміни чисельності тварин,

незалежно від подальшого розширення списку факторних змінних.

Таблиця 2.17

**Параметри лінійної регресії між чисельністю куріпки сірої та чинниками навколишнього середовища у ЛС-1**  
( $R^2 = 0,766$ ;  $R^2_{adj} = 0,532$ ; 2000-2012 рр.)

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га	19,8	0,22
2	Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>	-243,9	-13,93

У конкретному випадку, вплив обох чинників можна назвати опосередкованим та переключувати їх в маркерні показники. Втім, витрати на штучне розведення дичини і супровідні цьому господарські заходи, зокрема боротьба з хижаками, можуть розглядатися як інструмент відновлення чисельності місцевої ценопопуляції куріпки сірої та, вочевидь, потребують збільшення фінансування з метою прискореного досягнення поставлених завдань.

У ЛС-2 лінійний регресійний зв'язок з кількістю тварин в угіддях мали вісім факторів (маркерів) із 14-ти статистично значущих (табл. 2.18).

На один кліматичний і один мисливськогосподарський стимулюючі фактори припадало шість лімітуючих – чотири сільськогосподарські та по одному маркерних підгруп «еколого-правові» і «інфраструктурні». Найбільший негативний зв'язок відмічався між чисельністю птахів і щільністю автодоріг (222:1), у той час як найбільший стимулюючий вплив, обсягів фінансування штучного розведення дичини, мав у 11 разів менше співвідношення (1:20) з чисельністю куріпок. Посівні площі під кукурудзою на зерно негативно впливали на щільність птахів у регіоні, що більшою мірою узгоджується з сучасними повідомленнями європейських вчених [465, 453]. Отже, як і в ЛС-1, стали витрати на інтродукцію штучно вирощеної дичини та



супровідні цьому господарські заходи, можуть розглядатися наразі тут як єдиний дієвий інструмент відновлення чисельності місцевої ценопопуляції куріпки сірої.

Таблиця 2.18

**Параметри лінійної регресії між чисельністю куріпки сірої та чинниками середовища у ЛС-2 ( $R^2 = 0,99$ ; 2000-2012 рр.)**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Приватний коефіцієнт регресії, b	Приватний коефіцієнт еластичності, E
1	Середньорічна вологість повітря, %	842,2	9,57
2	Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га мисливських угідь	238998,3	19,82
3	Посівні площі зернових, тис. га	-76,3	-8,02
4	Посівні площі кукурудзи на зерно, тис. га	-37,0	-0,64
5	Посівні площі соняшника, тис. га	-95,3	-0,92
6	Внесення мінеральних добрив, тис. га	-25,9	-2,34
7	Притягнуто до адмінвідповідальності за порушення у сфері сільського господарства, чол.	-1525,0	-0,95
8	Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>	-4226,5	-221,90

У Лісостеповій лівобережній природно-сільськогосподарській провінції, як і в ЛС-1, лінійний зв'язок з кількістю птахів в угіддях мали лише два фактори, котрі відносилися до окремих підгруп – «кліматичні» і «сільськогосподарські» та мали різноспрямовані зв'язки з результативною змінною. Зокрема, зниження норм внесення органічний добрив супроводжувалося прямопропорційним спадом чисельності куріпок в угіддях у співвідношенні 1:0,3, що, на нашу думку, варто пов'язувати зі скороченням поголів'я ВРХ

та, як результат, несприятливими сівозмінами, розорюванні значної частини штучних пасовищ і природних луків – основних осередків зимівлі птахів. Поміж тим, показники множинного та нормованого коефіцієнтів детермінації засвідчили, що на чисельність виду у ЛС-3 мали суттєвий вплив екологічні чинники не включені до регресійної моделі (табл. 2.19). Наведені параметри регресії лише у 87,7% ( $R^2_{adj} = 0,877$ ) випадків визначали зміни чисельності тварин, незалежно від подальшого розширення списку факторних змінних.

Таблиця 2.19

**Параметри лінійної регресії між чисельністю куріпки сірої та чинниками середовища у ЛС-3 ( $R^2 = 0,938$ ;  $R^2_{adj} = 0,877$ )**

№ п/п	Екологічні чинники (маркери)	Коефіцієнт регресії, b	Коефіцієнт еластичності, E
1	Середня кількість опадів упродовж червня, мм	-24,4	-0,15
2	Внесення органічних добрив, ц/га	15,9	0,31

У конкретному випадку, вплив антропогенного чинника однозначно варто кваліфікувати як опосередкований. Стосовно кліматичного – дійти ствердних висновків на даному етапі досліджень не видається можливим. Вважаю, супровідні нарощуванню поголів'я ВРХ господарські заходи, зокрема відновлення багатопільних продовольчо-кормових сівозмін та штучних пасовищ, можуть розглядатися як інструменти що наразі сприятимуть пролонгованому відродженню місцевої ценопопуляції куріпки сірої.

Отже, упродовж останніх років у жодній з досліджуваних природно-сільськогосподарських провінцій Лісостепу України щільність куріпки сірої не досягала обґрунтованого максимуму. Зокрема, у Західній та Правобережній провінціях вона була нижчою за оптимальну відповідно на 80,2 та 86,0%, тоді як в Лівобережній – лише удвічі (46,9%). Отже, у регіоні досліджень чисельність куріпки сірої нині становить менше третини (28,9%) від оптимальної, розрахованої згідно з чинною нормативно-правовою базою (Настанова з упорядкування..., 2002).

Встановлено стійкі обернені зв'язки різного ступеня між щільністю автошляхів та сірих куріпок у мисливських угіддях

усіх трьох досліджуваних провінцій ( $r = -0,225 \dots -0,791$ ;  $E = -13,93 \dots -221,90$ ;  $p < 0,05$ ), що, на наше переконання, насамперед свідчить про незадовільний поточний рівень сезонних біотехнічних заходів для цього виду. Перелік агрофакторів, що лімітують чисельність птахів, майже відповідав комплексу лімітуючих чисельність зайця сірого чинників і зростав зі збільшенням рівня господарського освоєння відкритих ландшафтів регіону досліджень та був значно ширшим у ЛС-2 та ЛС-3. Зокрема, посівні площі загалом і площі під зерновими, у т. ч. кукурудзою на зерно, соняшником та соєю, площі і норми внесення мінеральних добрив та пестицидів мали обернено кореляційні зв'язки з чисельністю виду, тоді як у найменш розораній ЛС-1 подібних тенденцій не виявлено.



**Фазан звичайний** або **кавказький** (*Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758) – представник ряду куроподібні (*Galliformes*) родини фазанові (*Phasianidae*) роду фазани (*Phasianus*), осілий адвентивний мисливський вид, інтродукований із Центральної Азії. З різною успішністю акліматизовувався у Лісостепу упродовж другої половини ХХ ст. де освоїв узліссько-низинні природні комплекси та агроландшафти з добрими пересіченістю і природною мозаїчністю, створеною значними площами навколородної рослинності і дерево-чагарникових порід. Птахи завозилися з півдня країни і з-за кордону та випускалися в угіддях Київської, Харківської, Вінницької, Житомирської, Чернігівської областей, переважно зусиллями Українського товариства мисливців та рибалок (УТМР). Проте й донині розповсюдження виду тут носить локальний характер, окремі його метапопуляції збереглися переважно у південній, з більш м'яким кліматом, рідше центральній частинах вітчизняного Лісостепу [192, 365, 193, 226].

Фазан звичайний є корисним мисливським та сільськогосподарським видом. Окрім високої трофейної цінності [270], птахи знищують значну кількість насіння бур'янів та агрошкідників, зокрема більше 76 видів комах і інших груп безхребетних, у тому числі колорадського жука, саранчу, гусінь та ін. [142, 192]. При цьому, фазани не завдають збитків посівам,

оскільки зернові корми, як і куріпки, птахи збирають виключно з землі [229].

В Україні вид ніколи не мав промислового значення, інтродукувався виключно в цілях спортивного полювання, збагачення фауністичного різноманіття місцевих ландшафтів та у зв'язку з господарськочорисними особливостями живлення птахів. Вже упродовж 60-х років чисельність виду тут зросла втричі, порівняно до початку 50-х років ХХ ст. – з 15,3 тис. до 45,6 тис. голів. У 70-х роках ця цифра становила 74,5 тис. [226]. За офіційними даними кількість фазанів на початок ХХІ ст. в Україні становила близько 324 тис. голів з тенденцією до зниження чисельності [209]. Проте, за неофіційними оцінками закордонних науковців [451], тут гніздиться не більше 23–30 тис. пар.

Свого часу, з метою отримання стійких гібридів, у розплідниках схрещували понад 20 підвидів фазана звичайного, тому акліматизовані птахи, зокрема внаслідок відсутності системного генеалогічного аналізу інтродукованого поголів'я, мають неконсолідоване забарвлення [70, 327]. Завдяки відносно високій екологічній пластичності та адаптаційній здатності фазан звичайний і донині лишається найпоширенішим об'єктом дичерозведення в Україні та світі [99, 152]. Лише з 1951 по 1971 в УРСР було випущено 72 409 ос. фазана, що на думку І. Літуса [192] було достатнім для забезпечення суцільного його поширення країною. Втім, незважаючи на те, що Україна з середини ХХ ст. вважалася найперспективнішою у СРСР для розвитку фазанівництва [263], його сучасний стан, як власне і стан природних цено- та метапопуляцій, тут неможливо вважати задовільним [209, 152].

Висвітленням питань біології та екології фазана звичайного присвячено значну кількість наукових праць, як вітчизняними, так і закордонними вченими [464, 192, 121, 172, 282, 150, 152, 448, 469, 485, 539, 495, 486, 492]. Варто відмітити, з куріпкою сірою птаха об'єднують спільні ряд і родина, тому більшість аспектів їхнього існування, зокрема особливості трофіки, характер впливу окремих факторів навколишнього середовища та реакція популяцій на них, мають суттєву схожість тож не потребують повторного поглибленого розгляду [229, 283, 270]. Поміж тим необхідно зазначити, упродовж останніх 25 років,

дослідженням екології виду власне в умовах трансформованих агроландшафтів сучасного Лісостепу України, уваги науковців практично не приділялося.

Фазан звичайний – середній за розміром птах, який веде наземний, рідше наземно-деревний спосіб життя [270, 327]. Жива маса самців 1–1,5 кг, самки дещо менші. Тривалість життя – до 10 років, хоча у природі цей показник рідко перевищує 4 роки. Статевий диморфізм – добре виражений. Хвіст у самця значно довший, оперення яскраве, на голові і шиї темно-синього, а на тулубі мідно-червоного кольору, тоді як оперення самки порівняно однотонне, захисного – глинисто-бурого відтінку. Повна заміна оперення відбувається один раз на рік. Линька розпочинається влітку і триває до трьох місяців. В пізньоосінній-зимовий період фазани тримаються невеликими зграйками розділеними за статтю, чисельністю до 10 особин. Залежно від погодних умов, зграйки розпадаються в кінці лютого – на початку квітня, після чого птахи розосереджуються по гніздовим ділянкам [327, 107, 70, 142, 270].

Типові стації фазанів – узліссьо-низинні природні комплекси, а також мозаїчно вкраплені в них агроландшафти, що складаються з відкритих та напівзакритих угідь з розвинутими трав'яним та дерево-чагарниковим ярусами. Живе також птах у розріджених перелісках з густим підліском, в передгір'ях і долинах рік, посівах колоскових злакових та кукурудзи. У виборі осередків існування вид проявляє виражену гідрофілію [142].

Біотопний розподіл фазана звичайного в умовах місцевого лісостепу детально не досліджувався. Пирогов Н. Г. [283] описав сезонно-стаціональні вподобання птахів у лісостепових ділянках півдня України. Навесні/влітку фазани траплялися в окремих біотопах з такою частотою: переліски – 18,8/9,1%; чагарники – 10,5/21,0%; очерет – 10,7/7,2%; степ – 16,7/14,2%. Восени/взимку ці показники були наступними: переліски – 33,3/38,8%; чагарники – 43,4/25,1%; очерет – 55,9/26,2%; степ – 32,5/36,6%. За даними ряду інших авторів [99], відносна щільність фазана була найбільшою в балках з залишками байрачних лісів та листяних лісах (3 оціночні бали), берегових схилах річок, заплавлених і змішаних лісах (2 бали). В лісосмугах трималося значно менше птахів (1 бал).

Фазан звичайний – поліфаг. Їжу підбирає з землі та нижнього ярусу рослинності. Кормовий набір дорослих особин у безсніжний період складається з безхребетних та дрібних хребетних (земноводні, молодняк мишоподібних) тварин, зелених частин рослин, ягід, овочів, насіння трав і сільськогосподарських культур. Курчата з перших днів життя харчуються у більшій мірі тваринними кормами (членистоногими) – гусеницями, лялечками, молюсками, комахами, поступово переходячи на раціон дорослих [142, 270].

Для фазана звичайного властива полігамія. Втім, за умови рівного співвідношення статей, кількість самців з гаремом лише на 25,2% перевищує кількість самок з однією самкою. У випадку коли самців більше ніж самок – птахи ведуть моногамний спосіб життя. Отже, залежно від статевої структури популяції, на період розмноження птахи утворюють гареми або батьківські пари. При цьому, кількість самок в гаремі не перевищує п'яти особин [327].

Через кілька днів після спарювання самка облаштовує у 5–7-сантиметровому заглибленні землі гніздо діаметром близько 20–27 см. Найбільша щільність гнізд (1,08 шт./га) відмічена у густому необроблюваному травостої висотою 20–30 см. Нормативна участь самок у розмноженні в Лісостепу України складає 80%, а середня кількість яєць у їхніх кладках – 8–12 штук [295]. Насиджування триває 21–25 діб. Терміни масової появи потомства суттєво коливаються, залежно від метеорологічних умов та наявності повторних кладок після знищення частини попередніх. Пташенят висиджує та водить лише самка, самець приєднується до виводка лише восени. В цей час можна спостерігати декілька сімей фазанів разом. У вересні-жовтні молодняк досягає розмірів і забарвлення дорослих, після чого виводки розпадаються, а згодом птахи утворюють одностатеві групи [327, 142].

Вплив комплексу чинників навколишнього середовища на інтродуковані ценопопуляції фазана звичайного у значній мірі носить схожий характер з описаним вище впливом на куріпку сіру [142, 70]. Недостатні площі високорослої густої рослинності, відсутність поблизу мережі доступних водних джерел та наявність взимку тривалого снігового покриву висотою більше 20 см – основні лімітуючі фактори, які унеможливають існування фазанів в означених біотопах. Пересихання водойм улітку,

встановлення критичного шару снігового покриву взимку чи утворення ожеледі спричиняють місцеві перекочівлі або загибель птахів [193, 270, 142].

Дорослі особини фазана звичайного, молодняк і яйцекладки входять до трофічних ланцюгів практично усіх денних хижих птахів середнього і великого розмірів – яструбів, лунів, орлів, а також воронових, пугача, лисиці рудої, єнота уссурійського, бродячих домашніх собак та кішок [407, 142, 365, 188].

На репродуктивну здатність популяції фазана негативно впливають воронові птахи [407]. Достовірний зв'язок визначений зокрема між щільністю в угіддях фазана та сороки звичайної (*Pica pica* L.). Коефіцієнт кореляції ( $r$ ) дорівнював 0,710 при  $p < 0,05$ . Цей факт, перш за все, пояснюється тотожною прихильністю обох видів до конкретних біотопів не лише у гніздовий період, а й на протязі всього року. Виявлено, що залежність поширення сороки від чагарникових заростей у період розмноження досить значна ( $r = 0,860$ ;  $p < 0,05$ ). Коефіцієнт кореляції між щільностями цих видів за постійної кількості чагарників від'ємний, тобто сорока негативно впливає на популяцію фазана. Цей вплив найбільш вагомий на початку репродуктивного періоду, що пояснюється зростанням кількості сороки у стаціях гніздування фазана [99].

Варто зазначити, у Лісостепу України тиск хижаків на чисельність птахів суттєвіший, порівняно до південних регіонів країни, так само як і вагоміші втрати поголів'я, у зв'язку з періодичним установленням критичних глибин снігового покриву [193]. Фактор турбування антропогенного походження здійснює помітно менший вплив на успішність гніздування фазанів, ніж хижі ссавці [99]. Проте, у зниженні чисельності виду значну відіграють власне інтенсифікація сільського господарства та браконьєрство [327].

З урахуванням сукупної дії вище перелічених негативних екологічних факторів, при плануванні мисливськогосподарської діяльності у Лісостеповій правобережній і Лісостеповій лівобережній лісомисливських зонах України, річну загибель кладок, молодняку та дорослих особин фазана для обох зон прийнято оцінювати у 30, 90 та 30% відповідно, а відтак середньорічний приріст популяції рахується за 20–25%, хоча фактично може сягати 240% [227]. Нині фазан звичайний

внесений до Додатку III (*Види фауни, що підлягають охороні*) Бернської Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі [396].

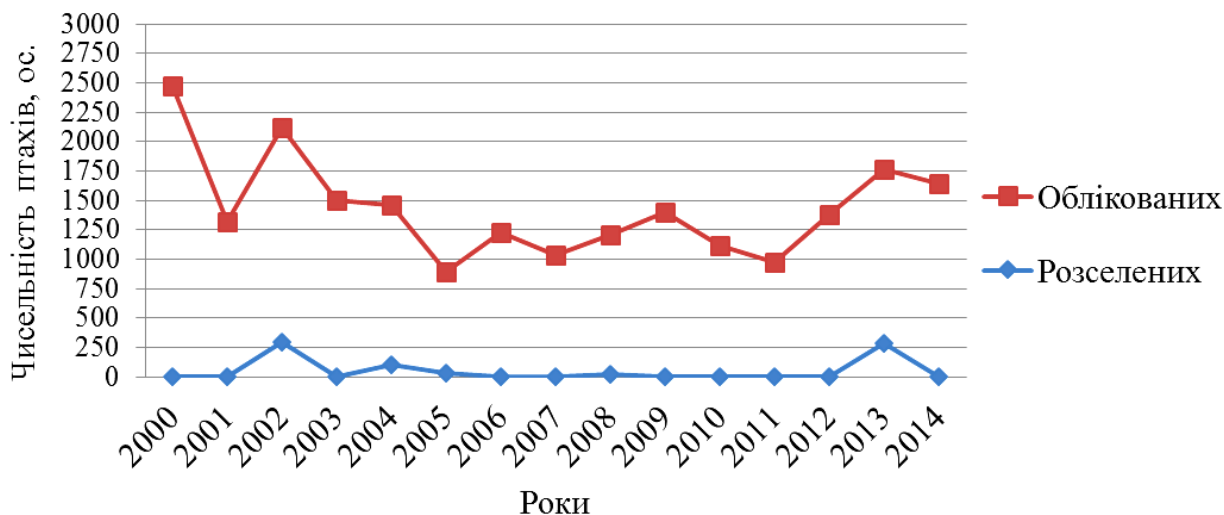
За результатами огляду вітчизняних та закордонних літературних джерел, можна дійти висновку, що стан популяцій фазана звичайного у значній мірі залежить від: висоти снігового покриву, тривалості ожеледей; водозабезпечення угідь; площ ділянок з розвинутим трав'яним і дерево-чагарниковим ярусом та їх захисно-кормових властивостей; природної мозаїчності, структури домінуючих агроценозів; рівня індустріалізації галузі рослинництва у цілому; хижацького та антропогенного навантаження [327, 99, 193, 407, 142, 263, 485, 539, 492]. Проте, характер та сила впливу більшості з вище перелічених екологічних чинників на угруповання птахів в умовах сучасних агроландшафтів Лісостепу України нині не встановлені.

За даними Державної служби статистики України представників цього акліматизованого виду офіційно не зафіксовано у Західному Лісостепу України, хоча існує достатньо інформації про регулярні випуски птахів у регіоні, в тому числі останніми роками [213, 398, 178]. Донедавна вважалось, що для існування виду в лісостеповій зоні держави частково придатними є лише південні її закрайки [422, 177, 99]. Втім, з огляду на глобальні зміни клімату з початком XXI століття, у бік його пом'якшення на території України, співкористувачі відновили спроби з інтродукції птахів в угіддя (рис. 2.18–2.19).

Аналіз динаміки чисельності птахів у Лісостеповій Правобережній природно-сільськогосподарській провінції упродовж останніх 15-ти років засвідчив її флюктууючий тип. Виявлена нестійка 2–4-річна циклічність у змінах чисельності місцевої ценопопуляції фазанів. Загалом, одному-двом рокам підйому чисельності слідували один-три спаду різної інтенсивності. Верхні та нижні плато стабілізації чисельності не фіксувалися, що може опосередковано свідчити про відносну чутливість виду до впливу цілої низки факторів довкілля. Найбільші піки чисельності птахів очевидно провокувалися збільшенням обсягів довипусків штучно вирощених фазанів (2002, 2013 рр). Втім, малі піки 2006 та 2009 років, за стабільної кількості випущених з дичеферм птахів (2005–2012 рр), можна

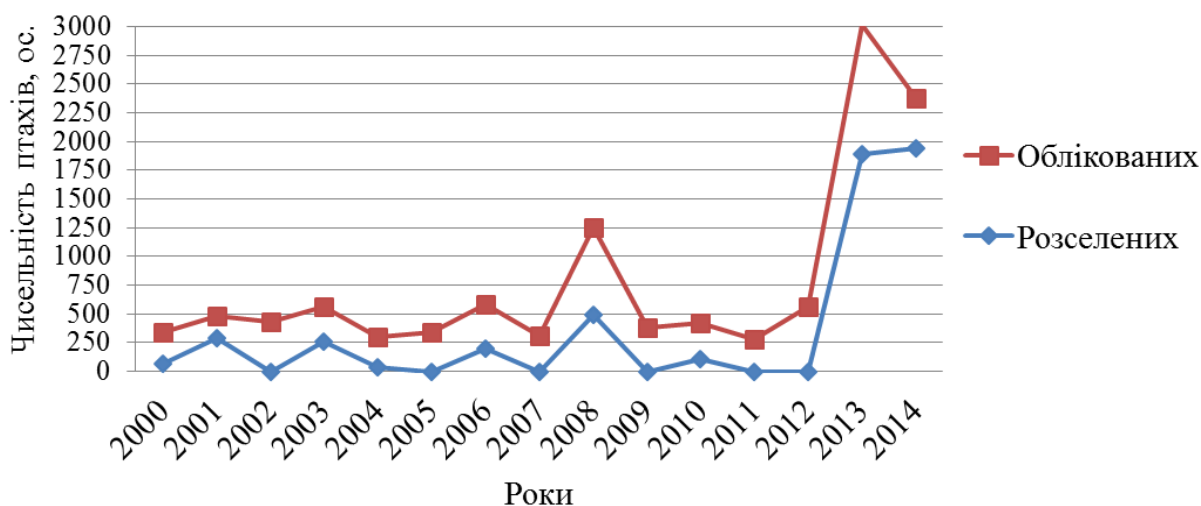


розглядати як спроможність місцевої ценопопуляції до самовідновлення, за сприятливих умов середовища.



**Рис. 2.18 – Динаміки чисельності та розселення фазана звичайного у Правобережній природно-сільськогосподарській провінції**

Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих тварин в угіддях провінції становила 1,6 тис. ос., або 64,8% від максимального. В той час, як амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості інтродукованих птахів становила 0,3 тис. ос. ( $lim = 0-300$  ос). Тривалість періоду між максимальною і мінімальною чисельністю склала п'ять років.



**Рис. 2.19 – Динаміки чисельності та розселення фазана звичайного у Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції**

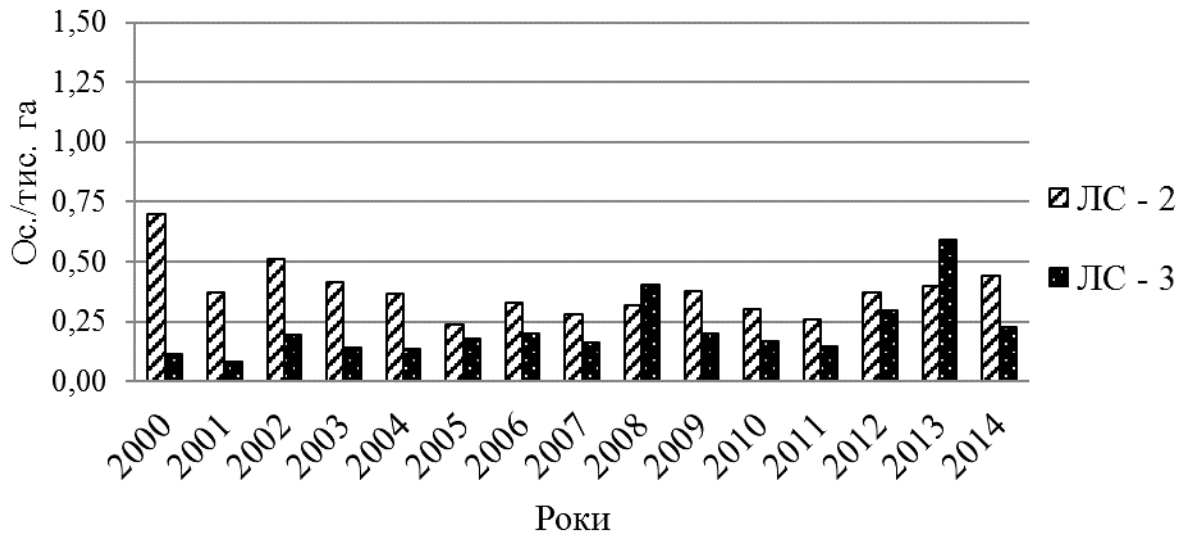
Вивчення динаміки чисельності птахів у Лісостеповій Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції упродовж ХХІ ст. засвідчило її стабільно-флюктууючий тип з тенденцією до зростання щільності угруповання (див. рис. 2.19). Виявлена нестійка 2–3-річна циклічність у змінах чисельності місцевого угруповання фазанів. Загалом, одному-двом рокам підйому чисельності слідував один рік спаду. Як і у ЛС-2, стійкі нижні та верхні плато стабілізації чисельності не фіксувалися, найменший показник поточної хвилі відразу супроводжувався, у наступному році, початком росту іншої. Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості нарахованих птахів в угіддях провінції становила 0,9 тис. ос., або 543,4% від максимального. В той час, як амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями кількості випущених в угіддя провінції фазанів становила 1,9 тис. ос. (лім від 0 до 1940 ос). Тривалість відрізка часу між максимальною і мінімальною чисельністю птахів склала 12 років.

Порівняно з Правобережною провінцією, кількісний стан місцевої ценопопуляції фазанів тут цілковито залежав від поповнення угідь штучно вирощеними птахами. Це, наразі, не залишає місця для оптимістичних прогнозів до самостійного існування тут виду за даної щільності, мінімальні та максимальні значення якої становили 36,0 та 84,5% від відповідних лімітів щільності птахів у ЛС-2. Тому, подальше збільшення чисельності фазанів в місцевих угіддях за рахунок дичерозведення, на фоні комплексного екологічного моніторингу життєдіяльності виду, на наше переконання, має сприяти поліпшенню ситуації.

Для більш об'єктивного аналізу кількісного стану місцевих ценопопуляцій фазана звичайного варто розглянути динаміку їх щільності в окремих провінціях, що дасть змогу наглядно оцінити та порівняти чисельність виду у перерахунку на одиницю площі різних за розмірами територій (рис. 2.20).

Упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася на початку 2000-х років у Правобережжі – 0,70 ос./тис. га. Амплітуда коливань між максимальним і мінімальним значеннями щільності птахів в мисливських угіддях регіону становила 0,47 ос. Ліміти щільності фазанів у Правобережній та Лівобережній провінціях становили відповідно 0,24–0,70 та 0,08–

0,59 ос./тис. га, а розмахи між крайніми значеннями, у свою чергу, склали 66,4 та 85,7% від максимальних.



**Рис. 2.20 – Щільність угруповання фазана звичайного у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (XXI ст.)**

Узагальнені дані розрахунку фактичної щільності виду у мисливських угіддях Українського лісостепу, за останні п'ять років, наведені в табл. 2.20.

Таблиця 2.20

**Порівняльні дані щільностей фазана звичайного у природно-сільськогосподарських провінціях Лісостепу України (M±m, 2010-2014 рр.)**

№ п/п	Природно-сільськогосподарські провінції	Щільність, ос./1000 га			Щільність до оптимальної, %
		фактична	оптимальна*	різниця, +/-	
1	Лісостепова Правобережна	0,36 ± 0,03	5+	- 4,64	7,2
2	Лісостепова Лівобережна	0,29 ± 0,08	5+	- 4,71	5,8

Примітка. \* – Оптимальна щільність виду не розраховується для Лісостепу України [295]. Для порівняння, вказані мінімальні дані IV класу бонітету МУ Північного степу держави.

У зв'язку з тим, що офіційна оптимальна щільність виду не визначається для лісостепових лісомисливських зон України згідно чинної нормативно-правової бази [227, 295], ми не мали можливості провести об'єктивний порівняльний аналіз чисельності птахів. Проте, здійснили відносне порівняння за найнижчим класом бонітету мисливських угідь прилеглого регіону – Північного степу держави. У результаті якого встановили вкрай незадовільні тенденції – щільність птахів на території досліджень коливається в межах 5–7% від мінімально (умовно) оптимальної.

Отже, з огляду на повсюдні, різної успішності, спроби співкористувачів реінтродукувати птахів у місцеві угіддя, спираючись на вдалий закордонний досвід, зокрема північних відносно нашої держави країн Європи, та демонстрацію Правобережної лісостепової ценопопуляції до самостійного нарощування (2006, 2008–2010 рр.) чисельності у XXI ст. (див. рис. 2.18), вважаю за необхідне розширення чинної Шкали [295] класифікації мисливських угідь згідно з класом бонітету, як мінімум для угруповань фазанів Південного і Центрального Лісостепу України. Тим паче, що у зазначеному НПА наводяться показники орієнтовного річного приросту виду у лісостеповій зоні.

Задля виявлення поточних екологічних особливостей життєдіяльності місцевих ценопопуляцій фазана звичайного, були розраховані коефіцієнти парної лінійної кореляції між чисельністю птахів та ключовими факторами (маркерами) довкілля в окремих природно-сільськогосподарських провінціях регіону (табл. 2.21). Погоджуємося з тим, що спорадична інтродукція птахів могла у певній мірі «розмити» або спотворити одержані результати. Тому, у конкретному випадку, ми не претендуємо на визнання підсумків кореляційного аналізу по екології даного виду як абсолютної істини. Втім, наводимо їх, оскільки переконані, що у даному випадку ми матимемо справу із заниженням показників лімітуючого впливу чинників довкілля, але, разом з тим, і з завищенням – стимулюючого. Дослідження закономірностей у зазначених питаннях, хоча б на рівні тенденцій, також має безумовну науково-господарську цінність.

При цьому, розрахунок параметрів множинної лінійної регресії, у даному випадку, виглядає недоцільним.

Таблиця 2.21

**Коефіцієнти парної лінійної кореляції ( $r$ ) між чисельністю фазана звичайного та чинниками навколишнього середовища у Лісостепу України (2000-2012 рр.)**

Екологічні чинники (маркери)	Природно-сільськогосподарські провінції					
	ЛС - 1		ЛС - 2		ЛС - 3	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
1	2	3	4	5	6	7
Лісистість територій, %	-	-	-0,340	-	0,390	-
Полезахисна лісистість, %	-	-	0,959	0,001	-0,794	-
Середньорічна температура, °С	-	-	0,269	-	-0,629	-
Середня температура упродовж зими, °С	-	-	-0,039	-	-0,442	-
Середньорічна кількість опадів, мм	-	-	-0,343	-	0,205	-
Середня кількість опадів упродовж зими, мм	-	-	-0,129	-	-0,420	-
Середня кількість опадів упродовж червня, мм	-	-	0,009	-	0,685	-
Середньорічна вологість повітря, %	-	-	-0,668	0,05	-0,156	-
Середня вологість повітря упродовж червня, %	-	-	-0,462	-	0,245	-
Чисельність популяції лисиці звичайної, ос.	-	-	-0,704	0,05	0,382	-
Чисельність популяції єнота уссурійського, ос.	-	-	-0,920	0,001	0,293	-
Штатних працівників у МГ, ос./тис. га угідь	-	-	0,121	-	0,426	-
Витрати на охорону і відтворення мисливських ресурсів, грн./тис. га мисливських угідь	-	-	0,274	-	0,676	-
Витрати на штучне розведення дичини, грн./тис. га мисливських угідь	-	-	-0,914	0,001	0,383	-

Продовження табл. 2.21

1		2	3	4	5	6	7	
Автопарк с.-г. техніки, од./тис. га ріллі:		-	-		-		-	
тракторів		-	-	0,037	-	-0,606	-	
зернових комбайнів		-	-	-0,097	-	-0,599	-	
Посівні площі, тис. га:		-	-	0,925	0,001	0,487	-	
Зернові	зернові разом	-	-	0,916	0,001	0,634	-	
	у т.ч. озимі (%)	-	-	0,235	-	0,409	-	
Зернові	кукурудза на зерно	-	-	0,508	-	0,689	-	
	зернобобові	-	-	0,174	-	-0,826	0,1	
Технічні	буряк цукровий	-	-	0,693	0,05	-0,286	-	
	соняшник	-	-	0,728	0,05	0,536	-	
	соя	-	-	0,128		0,479	-	
Кормові	кукурудза на зелену масу	-	-	0,250	-	-0,618	-	
	однорічні трави	-	-	-0,170	-	-0,636	-	
	багаторічні трави	-	-	0,524	-	-0,592	-	
Чисті пари, тис. га		-	-	-0,195	-	-0,537	-	
Внесення Добрив	мінеральних	тис. га	-	-	0,347	-	0,641	-
		ц/га	-	-	0,004	-	0,570	-
	органічних	тис. га	-	-	-0,283	-	-0,384	-
		ц/га	-	-	0,339	-	-0,706	-
Використання пестицидів, кг/га		-	-	0,057	-	0,458	-	
ВРХ усього, тис. гол.		-	-	0,230	-	-0,591	-	
у т.ч. корів населення		-	-	0,172	-	-0,382	-	
Притягнуто до адміністративн. відповідальності за порушення у сферах, чол.:		-	-	-	-	-	-	
використання природних ресурсів		-	-	0,097	-	0,679	-	
сільського господарства		-	-	0,646	0,05	0,149	-	
Щільність автодоріг, км/тис. км <sup>2</sup>		-	-	0,949	0,001	0,390	-	
Щільність населення, ос./км <sup>2</sup>		-	-	-0,338	-	-0,631	-	
у т.ч. сільського		-	-	0,523	-	-0,620	-	
Врахованих показників, шт.		-		40		40		

Попри загальну думку вчених про непридатність критичних зимових метеорологічних умов Лісостепу України для існування виду, у досліджуваних провінціях показники чисельності ценопопуляції фазана звичайного не знаходились у тісних кореляційних зв'язках з ключовими кліматичними факторами. Виключення становить лише середньорічна вологість повітря у ЛС-2, яка негативно корелювала з чисельністю птахів у вірогідно середньому ступені.

У Лісостеповій Правобережній провінції на 11 чинників довкілля припадало сім стимулюючих та чотири лімітуючі. Примітно, що жоден з лімітуючих факторів не відносився до підгрупи «сільськогосподарські». При цьому, два з них засвідчили негативний вплив лисиці та єнота уссурійського на чисельність місцевої ценопопуляції фазана, тоді як у ЛС-3, за вищої щільності хижаків, подібного зв'язку не відмічалось. У той час, серед стимулюючих факторів у ЛС-2 чотири відносилися до сільськогосподарських і по одному до підгруп «еколого-правові», «інфраструктурні» та «ландшафтні». Вплив на чисельність виду у ЛС-2 хижаків та полезахисної лісистої ми розглядаємо як безпосередній. Вплив решти статистично значущих показників варто вважати непрямим.

Цілком логічно, що ценопопуляція ЛС-2, яка у ХХІ ст. періодично виявляла здатність до самостійного відновлення реагувала на значно більший спектр екологічних чинників, тоді як в угрупованні ЛС-3, здатність до самовідновлення якого наразі під сумнівом, був лише один статистично значущий негативний зв'язок з площами посівів зернобобових. Останній не підлягає жодній критиці, на фоні власного зниження, тож повинен вважатися не стільки опосередкованим як спорадичним, маркерним.

Отже, подальше відновлення полезахисної лісистої, з урахуванням біотехнічних рекомендацій для виду, та посилена боротьба з хижими ссавцями мають сприяти нарощуванню чисельності фазана звичайного у Правобережній лісостеповій провінції. В той час, як у Лівобережній – першочергову увагу варто приділити доведенню чисельності птахів до цифри, яка гарантуватиме стабільне самовідновлення ценопопуляції з подальшими комплексними еколого-господарськими дослідженнями життєдіяльності виду.

Таким чином, упродовж досліджуваного періоду максимальна щільність акліматизанта фазана звичайного (*Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758) спостерігалася на початку 2000-х рр. у ЛС-2 – 0,70 ос./тис. га. На відміну від Правобережної провінції, де чітко прослідковувалася здатність місцевого угруповання до самовідновлення, кількісний стан ценопопуляції фазанів у Лівобережній – цілковито залежав від інтродукції в угіддя штучно вирощених птахів, темпи якої в деякі роки варіювали від 11,8 (2004 р.) до 446,0% (2014 р.) від поголів'я популяції місцевих угідь. Це, наразі, не дає оптимістичних прогнозів до самостійного існування у регіоні виду за поточної його щільності, мінімальні та максимальні значення якої становили 36,0 та 84,5% від відповідних лімітів щільності птахів у ЛС-2. Переконливим доказом вищевикладеного є майже повна відсутність статистично значущих кореляційних зв'язків між чисельністю фазанів та чинниками довкілля у Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції.

Попри загальноприйнятту фахову думку ХХ ст. про невідповідність критичних зимових метеорологічних умов Лісостепу України для існування виду, що зокрема наклало негативний відбиток на формування галузевої нормативної бази (Настанова з упорядкування..., 2002), у досліджуваних провінціях показники чисельності угруповань фазана звичайного впродовж ХХІ ст. не перебували у тісних кореляційних зв'язках з ключовими кліматичними чинниками. Слід зауважити, що за період досліджень жоден з лімітуючих екологічних чинників не відносився також до підгрупи «сільськогосподарські».

*У цьому розділі математико-статистичну обробку результатів досліджень здійснювали за загальноприйнятими методиками із використанням програмного забезпечення Microsoft Excel 2010 та SPSS Statistics 17.0. Ключовим аналітичним критерієм було обрано коефіцієнт еластичності ( $E_i$ ), який трансформував коефіцієнти регресії ( $b_i$ ) у відносні величини і демонстрував на скільки відсотків змінюється результативна ознака з варіюванням факторної на 1% від свого середнього показника, за фіксованого числового значення решти предикторів множинної регресійної моделі.*



### § 3

#### **Проблеми та організаційно-правові аспекти управління мисливськими ресурсами в агроландшафтах України і зарубіжжя**

Регулювання суспільних відносин у сферах охорони та спеціального використання вітчизняних мисливських ресурсів здійснюється нормативно-правовими актами Верховної Ради, Кабінету Міністрів, Мінекології, МінАПК, Держлісагентства, низкою ратифікованих міжнародних договорів і угод, зокрема Законами України (ЗУ) «Про охорону навколишнього природного середовища» [314], «Про тваринний світ» [318], «Про мисливське господарство та полювання» [311], «Про природно-заповідний фонд України» [317], «Про Червону книгу України» [319], «Про захист тварин від жорстокого поводження» [310], «Про ветеринарну медицину» [303], «Про приєднання України до Конвенції 1979 року про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі» [316]; безпосередньо чи опосередковано – рядом підзаконних документів державного значення [227, 295, 195, 170, 289, 290, 315, 305, 307, 288, 96, 68, 25, 87, 294, 293, 312, 292]. Відповідальність за порушення чинного законодавства у природоохоронній та мисливськогосподарській сферах передбачена в Адміністративному та Кримінальному кодексах України [117].

Становленню сучасного правового поля зі збереження та відтворення мисливських ресурсів сприяла зокрема імплементація Україною «Конвенції про охорону біологічного різноманіття» [145]. Даний документ послугував основою для формування національної стратегії збереження біорізноманіття тваринного та рослинного світу, ключові засади якої закладено у відповідних постановах Верховної Ради («Основні напрями державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки») [313] та Кабінету Міністрів («Концепція збереження біологічного різноманіття України») [147].

Класифікація законодавчого забезпечення з охорони, відтворення та використання мисливських ресурсів України дає змогу ранжирувати його за трьома основними напрямками [122]: охорона середовищ існування та розмноження фауни; організація

її раціонального використання; збереження генофонду диких тварин. У свою чергу, державна система управління галуззю мисливського господарства складається з наступних груп органів [93]:

- ❖ органи загальної компетенції: Кабмін, Рада міністрів АРК, державні адміністрації та органи місцевого самоврядування;
- ❖ органи спеціальної компетенції: Мінекології та галузевий центральний орган виконавчої влади – Державне агентство лісових ресурсів.

Перманентне зниження чисельності польової фауни впродовж останніх десятиліть поступово перетворюється у природоохоронну проблему загальноєвропейського масштабу. Зокрема, криза фонових видів місцевих агроландшафтів – зайця сірого та куріпки сірої, починаючи з 90-х років минулого століття, активно обговорюється науковцями Західної Європи, тоді як у пострадянських країнах цим питанням донедавна приділялося недостатньо уваги, хоча фауністична ситуація тут виглядає далеко не кращою. Порівняно з розвиненими державами Євросоюзу, де серед основних негативних чинників які зумовили скорочення поголів'я польової дичини вчені виділяють загальну трансформацію природних ландшафтів у антропогенні з інтенсивним землеробством та різноманітні обмеження в управлінні популяціями хижаків, в Україні, крім наявності зазначених проблем, варто виділити ряд інших – пов'язаних переважно з недосконалістю нормативно-правового забезпечення мисливського господарювання та сільськогосподарського виробництва загалом.

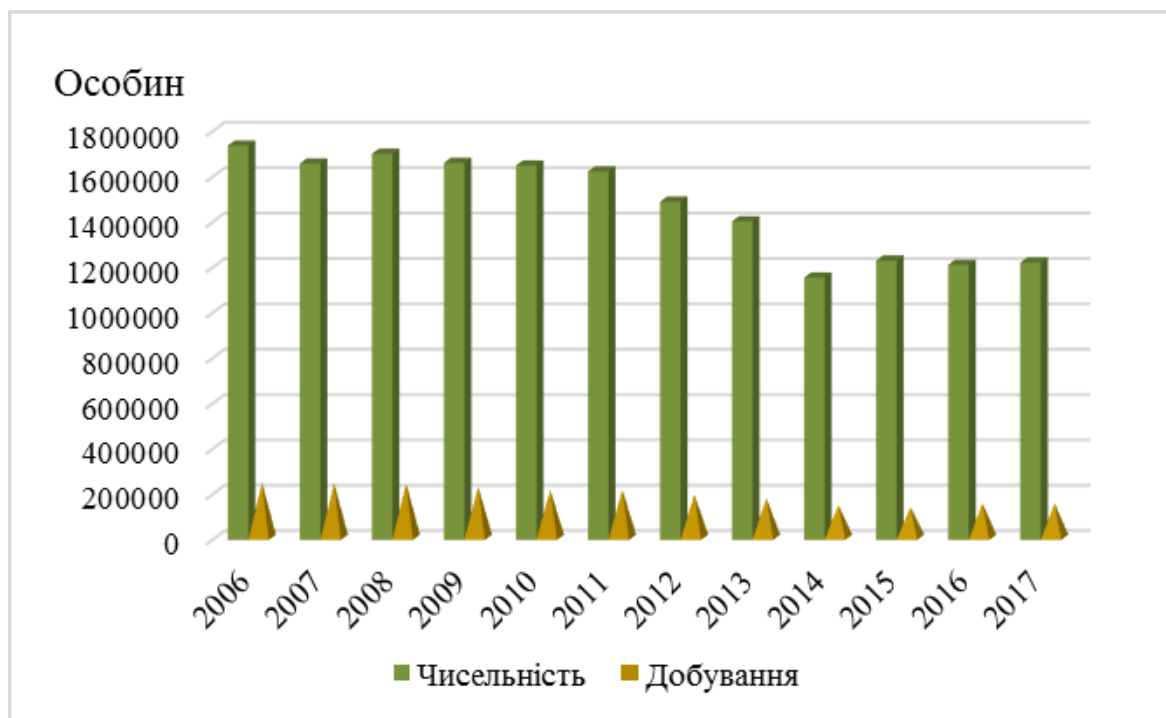
Так, сучасним агроландшафтам України характерні суттєве збіднення та специфічна штучна ритміка кормових і захисних умов, обумовлених регіональними агротехнічними особливостями вирощування сільськогосподарських культур. Після збирання врожаю на основних площах середовища існування руйнуються, а по закінченню посівних робіт – поступово відновлюються. Така інтенсивна «пульсація» показників екологічної ємності агроценозів призводить до спонтанних біотопних перекочовувань тварин у стислі терміни декілька разів на рік, супроводжуючись різким зростанням їх смертності та зниженням подальшої успішності відтворення

популяцій у цілому. Основними причинами ситуації, що склалася, є:

- недосконалість Указу Президента України № 720/595 від 08.08.1995 р. «Про порядок паювання земель, переданих у колективну власність сільськогосподарським підприємствам і організаціям»;
- знищення галузі скотарства, а разом з нею розорювання чи занедбання штучних пасовищ і сіножатей та, головне, різке скорочення багатопільних сівозмін, які передбачали утримання значних площ під багаторічними травами – найважливішою групою цілорічно доступних кормових та виводкових стацій для осілих на орних землях видів;
- переорієнтація галузі рослинництва на рейки ринкових відносин, що спровокувало тотальне поширення монокультурного землеробства з переважанням у посівних площах адвентивних високостеблових зернових та олійних культур – малопридатних стацій для існування аборигенної мисливської фауни;
- масовий перехід до технологій зяблевого обробітку ґрунту, спровокований змінами клімату, агротехнологічними новаціями та суто економічними мотивами через щовесняні зростання цін на паливо-мастильні матеріали.

Як результат, сьогоденні орні землі України упродовж більшої частини року набувають спустошливого вигляду з тотальним домінуванням чорних парів, розбавлених поодинокими вкрапленнями озимих та малоцінних у трофічному сенсі стерень пізно зібраних високостеблових культур, в основному кукурудзи на зерно. Відтак, чи не єдиним з теоретично можливих правових інструментів поліпшення екологічної ємності сільськогосподарських угідь, на нашу думку, залишається законодавчо врегульоване відведення частини площ (до 5-7%) приватних паїв під напівприродні буферні зони (захисно-кормові ділянки) поліфункціонального призначення. У зв'язку з загрозливою розораністю території України, дана пропозиція досить гармонійно поєднується з цілою низкою законодавчих і суспільних ініціатив спрямованих на відновлення екологічної стійкості та рекреаційної привабливості вітчизняних агроландшафтів.

Для реформування власне мисливського господарства на засадах ринкової економіки необхідно спиратися на ефективну систему управлінських заходів, які сприяють вирішенню ключових завдань галузевої політики і стимулюють суб'єкти економічної діяльності до раціонального використання, охорони та відтворення ресурсів диких тварин. Попри це, державному регулюванню українського мисливськогосподарського сектора, навпаки, тривалий час не приділялося належної уваги. Унаслідок, останній донині не набув вагомості як складова національної економіки і розглядається суспільством переважно як атипова форма проведення дозвілля окремих категорій громадян. Для зміни таких стереотипів та заслуженого визнання нашої галузі ключовим інструментом збереження і відтворення природних ресурсів необхідні комплексні наукові дослідження, які б всебічно охоплювали зазначену проблематику, особливо у контексті адаптації внутрішньої нормативної бази до європейських стандартів.



**Рис. 3.1 – Спадаючі показники чисельності та добування зайця сірого в Україні, ХХІ ст.**

Фундаментальні положення з правил спеціального використання та охорони мисливської фауни України викладенні у статтях 17, 21 – 24, 32, 37 – 40, 43, 44, 48–54 Закону України (ЗУ) «Про тваринний світ» і статтях 12, 14 – 17, 19, 20, 22, 27, 29,

33 ЗУ «Про мисливське господарство та полювання». Зокрема, стаття 40 «Запобігання загибелі тварин під час здійснення виробничих процесів та експлуатації транспортних засобів» ЗУ «Про тваринний світ» зобов'язує підприємства, установи, організації та громадян до вжиття заходів з запобігання загибелі тварин під час проведення сільськогосподарських робіт. У ст. 48 «Охорона тварин під час застосування пестицидів і агрохімікатів» згаданого Закону, у свою чергу, зазначається наступне (*цит.*): «Підприємства...зобов'язані вживати заходів щодо забезпечення запобігання захворюванню і загибелі тварин під час зберігання, транспортування та застосування пестицидів і агрохімікатів».

Відтак, статті 39, 40, 48 та 49 Закону України «Про тваринний світ» є головними «відправними точками» для низки досі не створених підзаконних регуляторних актів, котрі в подальшому мають деталізувати практичні механізми охорони мисливської фауни агроландшафтів у процесі господарської діяльності. До таких, перш за все, слід віднести наступні Постанову Кабміну «Про затвердження Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час застосування пестицидів і агрохімікатів у сільськогосподарських угіддях» (відповідно до ст. 48, 49 ЗУ «Про тваринний світ») та Постанову Кабміну «Про затвердження Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт» (відповідно до ст. 40 ЗУ «Про тваринний світ»). Проект останньої нами був розроблений власноруч ще 2016 року, але вже третій рік, без пояснення причин, ігнорується чиновниками Мінприроди.

Доповнень потребує «Порядок проведення державних випробувань...пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні» затверджений Постановою Кабміну від 4 березня 1996 р. № 295, який, у супереч чинному законодавству, донині не містить жодного положення стосовно дослідження впливу хімічних речових препаратів на організм диких тварин в цілому та їх репродуктивний потенціал у майбутньому. Окрім того, вкрай необхідне прийняття Закону про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо удосконалення законодавства з питань землеустрою (ЗУ «Про землеустрій») і охорони ландшафтів (ЗУ «Про охорону земель», ЗУ «Про

охорону навколишнього природного середовища»), а також розроблення відповідних підзаконних актів з метою створення дієвого правового поля для підтримання відносно сталої посезонної екологічної ємності агроценозів. Саме її нестабільність є однією з основних перепон для успішного існування фауністичних комплексів наших агроландшафтів, що, як вже зазначалося, стало наслідком недосконалості Указу Президента України від 95-го року «Про порядок паювання земель, переданих у колективну власність підприємствам і організаціям», який на той час не містив елементарних засад державної екологічної політики, зокрема щодо відведення у процесі паювання певного відсотку орних земель під буферні зони природоохоронного значення будь-якої форми власності.



**Рис. 3.2 – Надзвичайно низькі і нестабільні показники чисельності та добування куріпки сірої в Україні, XXI ст.**

Тому, чи не єдиним з теоретично можливих правових інструментів поліпшення екологічної ємності сільськогосподарських угідь України залишається законодавчо врегульоване відведення від 7 до 10% площ паїв під буферні зони поліфункціонального – ґрунто- та природоохоронного призначення. У зв'язку з катастрофічно загрозливою розораністю території України (55-60%), дана пропозиція гармонійно

поєднується з цілою низкою законодавчих і суспільних ініціатив спрямованих на відновлення біологічної продуктивності та екологічної стійкості вітчизняних агроландшафтів.

Незважаючи на значну кількість, переважно недієвих, нормативних актів різних рівнів із правового забезпечення охорони та експлуатації дичини, головним регулюючим документом у цій сфері залишається ЗУ «Про мисливське господарство та полювання». Даним Законом регламентуються соціальні, правові та економічні засади ведення мисливського господарства, врегульовується процес взаємовідносин між центральними і місцевими органами управління, користувачами мисливських угідь, мисливцями та землевласниками, а також визначається відповідальність за порушення чинного законодавства.

На думку низки спеціалістів, попри досить тривалий період дії зазначеного Закону, і донині не простежуються глобальні зміни щодо поліпшення ключових показників ведення мисливського господарства України. Це дає підстави стверджувати, що стан правового забезпечення галузі має бути якісно кращим. Фахівці зокрема зазначають, що у профільному Законі не міститься норм щодо економічного стимулювання комплексного використання ресурсів довкілля, наявні колізії щодо права власності та права на користування мисливським фондом. Крім цього, тут зовсім не задекларовані засади екологічної політики щодо ведення та розвитку мисливського господарства.

Висловлюючи солідарність з поглядами колег [122], необхідно додати, що у самому Законі України «Про мисливське господарство та полювання» не наведені також конкретні аспекти управління мисливськими ресурсами та їх охорони власне в агроландшафтах, хоча площі останніх помітно домінують у питомій структурі мисливських угідь держави (69,7%), становлячи зокрема для Лісостепу 72,9%, з яких 62,7% представлено орними землями і 9,0% – пасовищами та сіножатями [46]. У той час, мисливські закони сусідніх країн-членів ЄС містять подібні правові норми. Так, ст. 11 Закону «Право полювання» (Ustawa «Prawo łowieckie») Республіки Польща вимагає: здійснення господарської діяльності відповідно до основних напрямків використання сільськогосподарських

угідь, за умов сталого покращення середовищ існування тварин; безпечне використання хімічних засобів у сільському господарстві та лісівництві; застосування аграрних методів та технологій, які не становлять загрози для існування тварин на даних територіях; підтримання належного стану екологічних коридорів для звірів тощо.

Згідно § 79 «Запобігання збитків» відповідного Закону Угорщини, задля запобігання та усунення шкоди завданої мисливським тваринам, основні користувачі (землекористувачі) зобов'язані: підтримувати спокій та благополуччя дичини з використанням відповідних методів аграрного виробництва, брати участь в усуненні заподіяної шкоди або її мінімізації, виплачувати компенсації співкористувачам угідь (мисливські господарства).

У § 25 «Обов'язки основних користувачів мисливських угідь» Закону «Про полювання та про внесення змін до деяких законів» Словацької Республіки йдеться про наступне: основні користувачі повинні ознайомити представників співкористувачів з місцем та часом проведення сільськогосподарських робіт у нічний період доби, заготівлі кормів та використання хімічних речовин, які є шкідливими для диких тварин, у строки не пізніше ніж за три доби до початку виконання зазначених робіт; при обкошуванні постійних пасовищ, збиранні зернових і кормових культур, скошуванні їх зеленої маси, необхідно виконувати агротехнічні роботи так, щоб тварини переміщувалися від центру польового контуру до його периферії; основні користувачі повинні покрити збитки завдані співкористувачу угідь, що стали результатом обробки земель у способи невідповідні даному Закону, або решті правил, які регулюють використання засобів захисту від агрошкідників у Республіці тощо.

Порівняно з країнами зарубіжжя, деякі інші правові норми вітчизняного законодавства, що стосуються галузі мисливського господарства, також відсутні або «розкидані» по окремих, не пов'язаних між собою, нормативних актах. При цьому, значна частина з них викладені нечітко, на практиці це допускає неоднозначне тлумачення або ж дає змогу взагалі їх не виконувати через відсутність незалежного правового механізму реалізації [122]. До слова, у профільних нормативно-правових



актах України [311, 318, 314, 295] не закріплено навіть уніфікованого видового переліку мисливських тварин [50, 413].

За даними Міністерства екології та природних ресурсів України [117], поточна модель ведення мисливського господарства у державі, яка збереглася з радянських часів, не відповідає сучасним ринковим відносинам, демонструє цілковиту неефективність і є «гальмом» для розвитку галузі. Як результат, три чверті мисливських угідь країни лишаються без господаря та віднесені до угідь державного мисливського резерву. У відомстві констатують наступний перелік еколого-правових проблем: неефективне використання потенційних природних можливостей вітчизняних угідь громадськими мисливськими організаціями (*прим. авт.* яким у користування надано понад 85% [57, 434] польових мисливських угідь країни); недостатня екологічна культура мисливців і загальний рівень їх підготовки; надвисока чисельність хижаків в угіддях; низький рівень охорони угідь їх користувачами; масове браконьєрство (з початком XXI ст., фіксувалося близько 10 тис. порушень в рік); низький рівень штрафних санкцій за порушення правил полювання (44 грн./рік стягнень на одного порушника) та неефективна робота силових і судових органів по притягненню порушників до відповідальності і т.п.

На думку авторитетних вчених [50] причини занепаду галузі приховані зокрема у наступних політико-правових аспектах. Згідно Закону України «Про мисливське господарство та полювання» обов'язки з управління і регулювання галуззю було покладено на Комітет лісового господарства України (нині – Держлісагентство). Проте в країні, де у структурі мисливських угідь домінують сільськогосподарські ландшафти (69,7%), надання такого права саме Держлісагентству було не зовсім коректним. Одночасно Законом України «Про тваринний світ» право державного управління та регулювання у галузі охорони, використання і відтворення тваринного світу було надано Міністерству екології та природних ресурсів. Незважаючи на задекларовані шляхетні цілі, які переслідувалися в процесі подібного реформування галузі, загалом це призвело до скорочення чисельності популяцій більшості мисливських видів тварин та нецільового використання особливо цінних угідь.

Наслідком перебудови також стали: подорожчання

полювання через запровадження додаткових зборів, ліквідація державної системи заготівлі та переробки хутра, переорієнтація фінансових потоків у мисливському господарстві. Окрім того, це створило нові складнощі для користувачів мисливських угідь, пов'язаних з двовладдям у галузі. У зв'язку з цим, автор [50] цілком доречним, наразі, вважає: створення в Україні незалежного органу виконавчої влади з питань мисливського господарства та полювання, налагодження у державній системі освіти якісної бази для підготовки мисливствознавців середньої та вищої кваліфікації, створення наукових центрів з поглибленого дослідження біології диких тварин та управління їхніми ресурсами.

Управління мисливським господарством в країнах ЄС ґрунтується на засадах гуманізації правових відносин з його організації, функціонування та розвитку, що, порівняно з Україною, виглядає перспективніше відносно охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання мисливських ресурсів. З огляду на це, розглядаючи державне управління галуззю у контексті євроінтеграційних процесів, необхідно усвідомлювати, що адаптація вітчизняного мисливського законодавства до нормативно-правової бази ЄС може бути ефективною, насамперед, за умови врахування соціально-екологічних аспектів, гуманістичних і просвітницьких підходів покладених в основу його формування та реалізації [106].

Порівняно з країнами зарубіжжя, деякі інші правові норми вітчизняного законодавства, що стосуються мисливської галузі, також відсутні або «розкидані» по окремих, не пов'язаних між собою, нормативних актах. При цьому, значна частина з них викладені нечітко, на практиці це допускає неоднозначне тлумачення або ж дає змогу взагалі їх не виконувати через відсутність незалежного правового механізму реалізації.

Нещодавно західні науковці здійснили комплексний порівняльний аналіз екологічних і сільськогосподарських політик щодо охорони тваринного світу агроландшафтів Євросоюзу та США у XXI столітті. Вчені дійшли висновку [447], що ключовим інструментом збереження дикої природи на орних землях як ЄС так і Сполучених Штатів стало створення, упродовж останніх десятиліть, численних державних та громадських фондів

фінансового заохочення аграріїв до добровільної екологізації господарювання. Тому, їх політика і надалі набирає впевненості у стимулюванні подібних заходів зі збереження фауни місцевих агроценозів. Проте, суми зазначених спонукальних платежів для досягнення бажаних соціальних цілей періодично кидають виклики поточному розподілу місцевих сільськогосподарських фондів. У зв'язку з цим, автори вважають, що ефективність використання подібних інструментів може виявитися переоціненою вже найближчими роками, оскільки їм протистоятимуть постійно зростаючі світові ціни на енергетичні та продовольчі зернові культури.

Апробувати вищевикладені підходи в Україні нині не видається можливим через недосконалість вітчизняної законодавчої бази, зокрема – відсутність нормативного забезпечення економічного стимулювання комплексного використання природних ресурсів [122, 187]. Разом з тим, більшість існуючих правових механізмів мало впливають на збереження біорізноманіття в агроландшафтах України, оскільки майже не використовуються на практиці. В умовах ринкової економіки, реальнішою виглядає імплементація опосередкованих (втілення альтернативних систем землеробства, лісомеліорації) механізмів збереження біорізноманіття, ніж прямої дії (створення заповідних об'єктів, охорона видів), тому що вони, в основному, націлені на покращення виробництва, збереження ресурсів для аграрного підприємництва (*напр.* родючості ґрунтів) або ж тісно пов'язані зі здоров'ям людини. Збереження біорізноманіття у цьому випадку залишається досить актуальним, проте побічним результатом сільськогосподарської діяльності [164].

Отже, сучасні сільськогосподарські угіддя України малоприсадибні для успішного існування польової дичини з огляду на *чотири основні причини*: сповідування монокультурного виробництва продукції рослинництва на критично розораних крупноконтурних територіях; відсутність достатньої кількості польових меж, біогалявин і т.п. з природнім трав'яним покривом, що створює дефіцит кормів у невегетаційний період, а також від періоду дозрівання хлібних злаків до озимих сходів цих культур; надмірний хижацький прес належно не регульованих шкідливих видів; низька зоосозологічна культура землеробства в цілому.

У свою чергу, вітчизняне законодавство з регулювання суспільних відносин у сферах охорони і спеціального використання тваринного світу агроландшафтів, перебуваючи тривалий час на зародковій стадії розвитку, залишається неефективним у вирішенні ключових соціально-екологічних викликів сьогодення, тому потребує термінового вдосконалення та адаптації до норм Європейського Союзу. Прийдешні підходи до розробки і застосування важелів екологічної політики, а саме: законодавства, програм національного рівня, планів розвитку окремих секторів економіки тощо, повинні передбачати максимальну взаємодоповнюваність правових інструментів міжгалузевого рівня для досягнення природоохоронних і сільськогосподарських цілей держави.

У результаті накопичення вище окреслених проблем, у ході круглого столу «Лісове та мисливське господарство України. Стратегія 2015–2020» [194], засідання якого відбулося 26 травня 2015 року з ініціативи Міністерства аграрної політики та продовольства, у рамках формування «Єдиної комплексної стратегії розвитку сільського господарства і сільських територій в Україні на 2015–2020 роки» та за участі представників головних державних органів спеціальної компетенції, делегатів Європейської Комісії, народних депутатів України, вітчизняних науковців і членів зацікавлених громадських організацій, було констатовано необхідність системного впорядкування галузі, у зв'язку з виявленням низки негативних правових, економічних та еколого-господарських перепон у її функціонуванні.

Представлено «Концепцію реформування лісового та мисливського господарства України» [148], в якій задекларовано наступні напрями політики реформування мисливського сектора держави до 2020 року, у відповідності до згаданої Стратегії [114] та Угоди про асоціацію з ЄС [302] (*наведено аспекти, які різною мірою стосуються агроландшафтів*): посилення контролю за виконанням покладених обов'язків користувачами мисливських угідь; посилення відповідальності за порушення вимог чинного законодавства у сфері мисливського господарства; спрощення процедури надання у користування та оптимізація площ мисливських угідь; створення чіткої вертикалі інституцій державного управління галуззю; врегулювання правовідносин між користувачами мисливських угідь і власниками та

користувачами земельних ділянок; врегулювання чисельності хижих та небажаних видів тварин; напрацювання механізму відшкодування збитків нанесених мисливськими тваринами сільському господарству; підвищення ролі громадських мисливських організацій та місцевих громад у веденні мисливського господарства; забезпечення галузі профільними фахівцями з середньою спеціальною та вищою освітами, формування ефективної системи підготовки, перепідготовки і підвищення кваліфікації кадрів для галузі мисливського господарства тощо.

Згодом (жовтень 2015 р.), у рамках виконання регіональної програми» Правозастосування й управління в лісовому секторі країн східного регіону дії європейського інструменту сусідства та партнерства» (FLEG II) та з метою врегулювання вище окреслених проблем, міжвідомчим колективом авторів [320], включаючи галузевих фахівців найвищих рангів Державного агентства лісових ресурсів України, було запропоновано Проект моделі реформування і розвитку мисливського господарства України. У даному документі, який загалом містив досить декларативні положення, переважно законодавчого характеру, зазначалося зокрема про негативний стан мисливських ресурсів агроландшафтів та, у зв'язку з цим, необхідність вжиття політико-правових і господарських заходів з їх посиленої охорони та відтворення. Втім, і у цьому сегменті зазначеного Проекту послідовних механізмів реалізації визначеної мети також не було викладено.

У свою чергу, необхідно звернути увагу передусім на те, що проблеми вдосконалення мисливськогосподарської діяльності тісно переплетені з питаннями реконструкції всього народного господарства держави. Відтак, вважаю – головну увагу необхідно приділяти впровадженню інтегрованого еколого-економічного механізму охорони, відтворення та використання ресурсів мисливських тварин. Тільки з проведенням принципово нової державної екологічної політики мисливське господарство зможе стати дохідною ланкою національної економіки [218].

Пропонована нами стратегія точкового вдосконалення нормативно-правового забезпечення у сфері охорони і спеціального використання мисливських ресурсів агроландшафтів базується на усуненні виявлених широким колом

фахівців недоліків, шляхом запровадження власних пропозицій і розробок у цьому сегменті; запозичення успішних досягнень сусідніх країн спільного широтного поясу з подальшою адаптацією їх до чинної нормативної бази держави; побудові максимально саморегульованих правових моделей у проблемних сегментах взаємовідносин між основними- і співкористувачами угідь на противагу застарілим адміністративно-командним системам. Саме за останніх, у результаті зтяжної інституційної кризи, «ручне» управління, превалююче інтереси аграріїв, стало, на нашу думку, першопричиною гальмування розвитку вітчизняної мисливської галузі у XXI ст.

Вважаю, фундаментальні недоліки політико-інституційного забезпечення у сфері охорони і раціонального використання мисливських ресурсів агроландшафтів України та можливі шляхи їх вирішення, полягають у наступних аспектах державного управління, викладених окремими блоками даного підрозділу.

*В Україні, як державі, у структурі мисливських угідь котрої суттєво домінують сільськогосподарські угіддя, надання повноважень центрального органу виконавчої влади, що забезпечує реалізацію державної політики у сфері мисливського господарства, «лісовому» відомству (нині – Державне агентство лісових ресурсів), яке не має до агроландшафтів жодного галузево-правового відношення, виявилось всебічно хибним політичним рішенням.*

Наші переконання цілковито підтверджуються поточним занепадом вітчизняного мисливського господарства, у порівнянні з показниками власного минулого та сучасного європейського стану речей. Як одна з першопричин, окремої уваги заслуговує млява нормотворча активність і організаційно-контрольна імпотентність головного «лісового» відомства на усьому часовому відрізку керування увіреною йому галуззю, зокрема стосовно аспектів управління мисливським господарством в нелісових угіддях. Така критична оцінка нинішнього стану галузі і діяльності центрального органу виконавчої влади цілком узгоджуються з позицією окремих державних органів [117] та думками низки авторитетних вчених і практиків [128, 438, 411, 429]. Тому, вважаю назрілим перегляд державних підходів до

перерозподілу повноважень у сфері управління мисливським господарством між органами виконавчої влади.

У зв'язку з зазначеним вище, **пропонуємо** спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади у галузі мисливського господарства визначити МінАПК зі створенням при відомстві профільного структурного підрозділу. До речі, дана пропозиція, яка задовго до цього неодноразово висвітлювалася нами у незалежних галузевих ЗМІ, нині передбачена і у «Проекті моделі реформування та розвитку мисливського господарства України» [320]. Варто зауважити, що аналогічні підходи до формування державної вертикалі управління галуззю досить успішно реалізовані у сусідніх країнах ЄС і СНД, зокрема Словаччині та Республіці Білорусь.

Інший, перевірений вітчизняним досвідом варіант прийнятний, на наш погляд, перерозподілу повноважень у сфері управління мисливським господарством між центральними органами виконавчої влади – модель створення галузевого головного управління прямого підпорядкування Кабінету Міністрів, яка вже практикувалася в Україні до передачі управлінських повноважень лісівникам і за господарськими показниками зарекомендувала себе з позитивного боку. За будь-якого із запропонованих сценаріїв допускаємо варіант залишення управлінських функцій за Державним агентством лісових ресурсів у мисливських господарствах лісгоспів та інших підвідомчих структур прямого підпорядкування зазначеному відомству.

*Розвиток мисливського господарства і раціональне використання ресурсів диких тварин неможливі без підготовки кваліфікованих кадрів, про що належним чином не дбає центральний орган виконавчої влади, що забезпечує формування та реалізацію державної політики у сферах освіти і науки (МОН) [50, 320].*

Нажаль, до сьогоднішнього часу, підготовкою фахівців для мисливського господарства всіх освітніх рівнів займалися переважно «лісівничі» учбові заклади, або аналогічні відділення і факультети тощо при аграрних навчальних установах, які по своїй суті не могли надати студентам належних мисливствознавчих знань [50], зокрема у аспектах

господарювання «за межами лісу». Теж саме стосується і підготовки наукових кадрів вищої кваліфікації. Захист дисертаційних праць і донині частково можливий лише за єдиним «лісівничим» паспортом спеціальності МОН. Хоча, логічно припустити, що ефективній підготовці фахівців-мисливствознавців середньої спеціальної та вищої освіти повинна передувати належна підготовка відповідних наукових кадрів вищої кваліфікації.

Поглиблено аналізуючи окреслену проблематику хочемо звернути увагу – у статті 1 Закону України «Про мисливське господарство та полювання» зазначено, що мисливське господарство є самодостатньою галуззю у сфері суспільного виробництва, основними завданнями якого є охорона, регулювання чисельності диких тварин, їх використання та відтворення тощо. Втім, будучи окремою галуззю, мисливське господарство надзвичайно слабо забезпечується педагогічним супроводом, що зокрема виражається відсутністю спеціальності «Мисливствознавство» ОКР «Бакалавр» в державному освітньому класифікаторі України. Підготовка бакалаврів у вузах за фахом 6.09103 «Лісове та садово-паркове господарство», у надрах якого найчастіше формується мисливствознавча спеціалізація, не вирішує проблеми підготовки кадрів. Причиною цього є, насамперед, невідповідність навчальних планів вимогам до підготовки мисливствознавців [50].

Варто відмітити також відсутність паспорту спеціальності «Мисливствознавство» ВАК (МОН) України для підготовки науково-педагогічних кадрів в аспірантурі / докторантурі. Необхідно зазначити, що подібні паспорти досить давно розроблені та діють в сусідніх країнах, зокрема Республіці Білорусь (06.02.09 – «звероводство и охотоведение») та РФ (06.02.03 – «звероводство и охотоведение»). В Україні питання мисливствознавства не розгорнуто згадуються лише одним реченням у паспорті спеціальності 06.03.03 – «лісознавство і лісівництво» (сільськогосподарські науки). Втім об'єм та власне формулювання напрямів досліджень не витримують жодної критики з точки зору придатності даного паспорту для захисту широкопрофільних мисливствознавчих дисертаційних праць. Оскільки, одним реченням (цит.: «Особливості організації ведення лісомисливського господарства в лісах України»)



формально перекреслене майбутнє наукових досліджень у польових та водно-болотних екосистемах, при тому, що останні у своїй сукупності складають понад 80% в структурі мисливських угідь держави.

У зв'язку з описаним вище, нині, дисертаційні праці, що готуються за темами присвячених питанням мисливського господарювання у не лісових угіддях на заключних етапах підготовки вимушено перепрофільовуються здобувачами (що, поміж тим, вдається не завжди) до суміжних спеціальностей 03.00.16 – екологія та 03.00.08 – зоологія чим безперечно втрачають свою наукову цінність для галузі. Тому, нами **пропонується** розробити Проект паспорту спеціальності «Мисливствознавство» МОН України для підготовки науково-педагогічних кадрів в аспірантурі та докторантурі або внести відповідні доповнення до існуючих паспортів суміжних спеціальностей: 03.00.16 – екологія, 03.00.08 – зоологія, 06.03.03 – лісознавство і лісівництво.

*Вітчизняне нормативно-правове забезпечення у сфері спеціального використання тваринного світу створює сприятливі умови лише для «ручного» одновекторного врегулювання взаємовідносин у ланці «основний користувач – співкористувач» на користь сільгоспвиробників.*

В той час, у розвинених країнах світу ця взаємодія базується на відносно автономних від органів держуправління антагоністично-синергічних принципах взаємоконтролю та взаємопідтримки, мінімізуючи таким чином корупційні ризики. Нині, у силу окреслених обставин, користувачі мисливських угідь, у першу чергу польових, під час оформлення або перезакріплення останніх, повинні отримувати погодження на господарювання від основного користувача – власника чи орендаря земельної ділянки [311]. При цьому, не маючи законних повноважень здійснювати подальший екологічний нагляд за його господарською діяльністю у межах експлуатації спільних територій. Таким чином співкористувачі стають «заручниками» ситуації, долю якої основний користувач вирішує в односторонньому порядку на зародкових етапах співпраці. Нині ця процедура здійснюється переважно з юридичними особами-

орендарями, оскільки їх перелік у десятки-сотні разів менший за чисельність власників земельних наділів.

Для усунення окреслених недоліків нами були **зроблені** перші кроки, які надалі викладені у цьому розділі. Також **пропонуємо** відмінити процедуру отримання співкористувачами погодження на господарювання від основного користувача, як нормативно і господарсько необґрунтовану та таку, що створює додаткове корупційне поле. З цією метою достатньо вилучити з абзацу 1 статті 22 «Порядок надання у користування мисливських угідь» ЗУ «Про мисливське господарство та полювання» слова *«...а також власниками або користувачами земельних ділянок»*. У протилежному випадку, цілком логічним виглядає отримання співкористувачами погодження виключно від власників земельних ділянок або органів місцевого самоврядування, на підвладних територіях яких ті розміщені. Адже упродовж 15 років законодавчо визначеної оренди мисливських угідь, кількість основних користувачів-орендарів земельних ділянок теоретично може змінюватися до 14 разів.

Разом з тим, необхідно напрацювати нині відсутній правовий механізм перекладання обов'язків по охороні та забезпеченні належних умов існування і розмноження об'єктів тваринного світу на основних користувачів або органи місцевого самоврядування, у разі відмови останніх у наданні погодження на мисливськогосподарське співкористування земельною ділянкою. Оскільки чинним законодавством для них чомусь не передбачено жодних економічних чи екологічних обтяжень, що практикується в усьому світі.

Послабивши таким чином бюрократичний тиск на користувачів мисливських угідь, паралельно пропонуємо розширити повноваження останніх у контролі виробничої діяльності основних користувачів, шляхом наділення штатних працівників співкористувачів, а також працевлаштованих поза штатом та за сумісництвом, повноваженнями здійснення екологічного нагляду за діяльністю сільгоспвиробників, на територіях спільного господарювання. Вважаю, що найпростіший законодавчий шлях досягнення зазначеної мети – частково прирівняти права працівників користувачів мисливських угідь до повноважень громадського інспектора з охорони довкілля (Наказ

Мінприроди № 88 від 27.02.2002 р), у сфері охорони тваринного світу.

Подібні нововведення мають зрівноважити і гармонізувати господарсько-правові відносини основних- та співкористувачів, а також «розвантажити» списки контрольних заходів територіальних органів Державної екологічної інспекції України, оскільки значна частина наглядових функцій стосовно охорони об'єктів тваринного світу буде виконуватися на позабюджетні кошти найбільш зацікавленою стороною – користувачами мисливських угідь.

*Відсутність чіткого зазначення у вітчизняних базових законах та підзаконних регуляторних актах з сільськогосподарської експлуатації земель необхідності (покладених зобов'язань) щодо вжиття власниками земельних наділів або основними користувачами еколого-господарських заходів та їх уніфікованого переліку по створенню належних захисно-кормових умов, зокрема у невегетаційний період, для існування і відтворення тваринних ресурсів агроландшафтів є ключовим чинником формування незадовільної фауністичної ємності польових угідь держави.*

У першу чергу, мова йде про ЗУ «Про землеустрій», ЗУ «Про охорону земель», «Порядок розроблення проектів землеустрою, що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозміни та впорядкування угідь», Постанову Кабміну «Про затвердження нормативів оптимального співвідношення культур у сівозмінах в різних природно-сільськогосподарських регіонах» [306] і т.д., де не згадується жодного слова щодо зазначеної проблематики. Окремо варто підкреслити про регулярне і повсюдне недотримання аграріями подібних вимог Статті 39 («Охорона середовища існування, умов розмноження, шляхів міграції тварин») ЗУ «Про тваринний світ», як результату їх декларативності та не підкріплення цільовими підзаконними регуляторними актами у вигляді деталізованих вимог, інструкцій тощо.

Таблиця 3.1

**Типологічна характеристика орних земель  
Центрального Лісостепу у не вегетаційний період  
(грудень-лютий 2015-2017 рр.)**

Райони досліджень, довжина маршруту	Тип (підтип) стації	Обліковано польових контурів	
		од.	%
Правобережжя – <i>Кагарлицький, Миронівський р-ни, 53 км</i>	зяб	25	62,5
	післяжнивні залишки	4	10
	озимі	11	27,5
	пар / переліг	0	0
	разом	40	100
Правобережжя – <i>Переяслав- Хмельницький р-н, 105 км</i>	зяб	73	73
	післяжнивні залишки	10	10
	озимі	17	17
	пар / переліг	0	0
	разом	100	100
Лівобережжя – <i>Бориспільський, Баришівський, Яготинський, Драбівський р-ни, 200 км</i>	зяб	105	73,9
	післяжнивні залишки	16	11,3
	озимі	19	13,4
	пар / переліг	2	1,4
	разом	142	100

Самі ж орні землі Лісостепу України у не вегетаційний період нині набули спустошливого вигляду, розбавлені поодинокими вкрапленнями озимих та малоцінних, у трофічному сенсі, стерень

і післяжнивних залишок пізно зібраних культур, переважно кукурудзи (табл. 3.1). Так, власними дослідженнями встановлено, що усереднені дані сукупності зимових площ під зябом у досліджуваному регіоні склали 69,8%.

На цінні для мисливської фауни озимі культури загалом припадало лише 19,3% площ. При тому, що до розрахунків були включені дані традиційно «зернових» Переяслав-Хмельницького і Миронівського районів, агросектори яких значною мірою орієнтовані на задоволення сировинних потреб хлібокомбінатів Києва та міст-супутників.

Візуальні спостереження за зимовими пейзажами периферійних агроландшафтів у Вінницькій, Хмельницькій, Полтавській областях свідчать, що поточна наявність озимих у структурах тамтешніх посівних площ на рівні 10–15% нині є загальною тенденцією, яка більшою мірою узгоджується з даними офіційної державної статистики [371–376].

Необроблені території, зайняті під післяжнивними залишками (стернями), у середньому склали 10,4%. Але при цьому необхідно зазначити що вони у більшості випадків представлені малоцінною для фітофагів стернею та обмолоченим бадиллями кукурудзи. Наприклад, на Лівобережжі Центрального Лісостепу у структурі зимових площ під стернями – власне кукурудзяні становили 97%. Тоді як на інші стерні припало лише 3%, у т.ч. під соняшником – 1%. Аналогічні тенденції спостерігалися і в решті регіонів досліджень, та, вочевидь, обумовлювались культивацією вирощування у вітчизняному Лісостепу пізноспілих сортів кукурудзи. Окремо варто згадати про мізерний відсоток площ під парами та перелогами, які активно використовуюся більшістю видів тварин в якості весняно-виводкових стацій.

У зв'язку з вище зазначеним, нами **пропонується** перейнятися зазначеною проблематикою на найвищому державному рівні з залученням профільних органів виконавчої влади, науково-дослідних установ, ініціюванням масштабних громадських обговорень і т.д., щодо внесення до чинних земельних і природоохоронних нормативно-правових актів різних рівнів доповнень які б регламентували обов'язковість забезпечення агроландшафтів відносно стабільними у часі і просторі захисно-кормовими умовами для диких тварин. Загалом,

у зв'язку з загрозовою розораністю території України [169, 300], зокрема її лісостепової зони, дана пропозиція гармонійно поєднується з цілою низкою законодавчих вимог та суспільних ініціатив спрямованих на відновлення (підтримання) екологічної стійкості та рекреаційної привабливості вітчизняних агроландшафтів.

Концептуальні підходи до вирішення поставленого завдання, на нашу думку, можуть виглядати наступним чином:

I. З огляду на завершений процес розпаювання земель, найбільш ефективним політико-правовим рішенням держави могло бути перекладання обов'язків та відповідальності по створенню для корисної місцевої фауни агроландшафтів захисно-кормових ділянок (ЗКД) поліфункціонального призначення (профілактика вітрової і водної ерозії ґрунтів, збереження біорізноманіття тощо), господарському, фітосанітарному нагляду за їхнім станом тощо на власників земельних паїв. У разі передачі останніх у користування третій стороні, законодавчо врегулювати можливість повного чи часткового перекладання за умовами договору зазначених обов'язків та відповідальності на тимчасового користувача угідь за період оренди;

II. Для зняття соціальної напруги варто передбачити прозору, науково обґрунтовану, уніфіковану для держави в цілому, або з урахуванням регіональних агроекологічних особливостей, систему відведення територій під зазначені цілі. З урахуванням практики країн ЄС та вітчизняного досвіду [169, 364, 230], вважаю, що відведення площ під ЗКД від 5 до 7%, незалежно від розміру паю, було б цілком прийнятним.

III. Поряд з уніфікованими підходами до запровадження мінімальної ширини (хорди) ЗКД, ввести гнучкі параметри створення таких ділянок у вигляді біогалявин, реміз, буферних смуг тощо під не інвазійними господарськоцінними багаторічними травами та дерево-кущовою рослинністю. Необхідно зокрема передбачити можливість зниження регламентованого відсотку відведення площ під ЗКД, якщо ті нерозривно сусідитимуть з іншими земельними наділами, створюючи більшу суцільну площу ЗКД та підвищуючи цим її екологічну цінність;

IV. Обов'язки з розробки проектів організації подібних територій покласти на власників земельних паїв спільно (за

погодженням та наглядом) з місцевими органами самоврядування і виконавчої влади з питань охорони довкілля, мисливського господарства та у відповідності до попередньо розроблених, законодавчо закріплених, науково обґрунтованих регуляторних нормативно-правових актів: порядків, інструкцій, методичних рекомендацій.

V. Необхідно заборонити власникам (орендарям) земельних наділів використовувати ЗКД для відстоювання/пересування сільгосптехніки, облаштування ґрунтових доріг та інших видів нецільового використання, окрім природоохоронних і мисливськогосподарських у межах чинного законодавства.

Викладені підходи, являються, на наш погляд, чи не єдиним виходом з «патової» ситуації яка склалася у агроландшафтах нашої держави після набуття чинності Указу Президента України № 720/595 від 08.08.1995 р. «Про порядок паювання земель, переданих у колективну власність сільськогосподарським підприємствам і організаціям», який на той час, нажаль, не містив навіть елементарних засад національної екологічної політики.

*Відсутність акцентованого декларування у вітчизняних базових законах та підзаконних регуляторних актах необхідності та власне механізмів здійснення охорони фауни агроландшафтів у процесі господарської та інших видів діяльності постає одним з ключових чинників її понаднормової загибелі.*

У зв'язку з цим користувачі мисливських угідь не можуть апелювати до ЗУ «Про мисливське господарство та полювання», який покликаний на захист їхніх інтересів і у якому, як вже зазначалося, відсутні такі уточнення. В той час як у Законі України «Про тваринний світ» згадані норми містяться (ст. 39, 40, 48, 49), проте є декларативними без прописаних шляхів реалізації і не супроводжуються належною кількістю цільових підзаконних актів, зокрема стосовно переліку обов'язкових до виконання способів та засобів запобігання загибелі корисної фауни агроландшафтів під час здійснення механізованих агротехнічних робіт.

Детально аналізуючи окреслену проблематику хочемо зауважити, що нинішній незадовільний стан мисливського господарства держави зумовлений, у першу чергу,

катастрофічним зниженням чисельності дрібної мисливської фауни – наймасовіших об'єктів полювання в Україні, осередками існування якої переважно є агроландшафти. Територія останніх становить 69,7% від усієї площі мисливських угідь країни та орендується, як правило, громадськими мисливськими організаціями зі слабким фінансуванням, науковим і матеріально-технічним забезпеченням.

Варто також зазначити, що динамічне зниження чисельності польової фауни нині перетворюється в екологічну проблему загальноєвропейського масштабу. Так, за даними вітчизняних авторів [23, 26], популяції польової дичини, зокрема у лісостеповій зоні держави, зазнають втрат до 60% і більше від річного приросту лише під час агротехнічних польових робіт. Спеціалізованими дослідженнями встановлено [23] – 43% приплоду зайця сірого гине під час заготівлі зеленої маси, сінокосінні та збиранні врожаю, ще 15,3% у результаті хімізації угідь, 12,4% – через незаконне добування і т.д. Загалом фактори прямого лімітуючого впливу сільськогосподарського генезису склали 62,0% від всіх причин загибелі звірів. Вченими також відмічено [23, 26], що найбільша смертність представників польової фауни відбувається під час першого укусу сіна та багаторічних трав, що в усіх природних зонах держави співпадає з періодами масового приплоду (насиджування яйцекладок) у тварин. В цей час тут руйнується 45–65% гніздівель куріпки сірої. Інформація про збитки, завдані немисливським популяціям польової фауни нами не віднайдена, проте, вочевидь є ще більш невтішною, враховуючи її значне видове різноманіття та щільність.

Як результат, на сьогоднішній день у більшості регіонів України поточні щільності зайця сірого та куріпки сірої у декілька разів нижчі ніж у сусідніх Польщі, Словаччині, Угорщині – держав з не кращими природно-кліматичними умовами для існування зазначених видів. Такі невинуваті для XXI століття екологічні збитки, зокрема внаслідок нерегламентованого належним чином вітчизняного сільськогосподарського виробництва, давно не притаманні для країн ЄС і суперечать сучасній державній екологічній політиці та цілому ряду конвенцій і міжнародних зобов'язань, які взяла на себе Україна.



Актуалізуючи вищевикладене слід додати, упродовж останніх десятиліть спостерігалось подальше прогресування індустріалізації галузі рослинництва виражене, насамперед, суттєвим підвищенням технічних характеристик імпортованої з розвинених країн сільськогосподарської техніки. Наприклад, ширина робочого захвату агрегатами та швидкість робочого руху сучасної ґрунтообробної, кормо- і зернозбиральної техніки зросли з традиційних 3–5 до 10–12 м та 3,5–5 до 20–28 км/год відповідно. Обидва зазначені фактори, на думку вітчизняних та зарубіжних вчених, нині є ключовими у зростаючій смертності диких тварин через обмеження можливості вчасно залишити небезпечну зону [23, 493, 522]. Від себе хочемо додати два додаткові згубні фактори, які безпосередньо взаємопов'язані з вищезазначеними і, так само як і попередні, жодним чином не регламентуються у нашій державі природоохоронними нормативно-правовими актами. Мова йде про тактико-організаційні заходи виконання польових робіт стосовно агропогографічних особливостей місцевості, які на законодавчо-регуляторному та інструктивному рівнях існують в більшості країн ЄС та СНД [548, 493, 489, 386], тоді як у нашій державі подібні вимоги розроблялися ще за часів СРСР [26, 330, 5], втім, і понині носять виключно рекомендаційних характер. Інший аспект – не викликане нагальною практико-економічною необхідністю вишиковування сільськогосподарської техніки у щільний діагонально-ступінчастий ряд для виконання однотипних операцій, яке примножує ширину суцільного захвату площі при її одночасному обробітку.

Фундаментальні причини негативної ситуації, що склалася, вбачаємо у трьох складових:

- ✓ відсутність державної політики, спрямованої на створення правового поля для формування оптимальної фітоценотичної структури агроландшафтів з урахуванням не лише сільськогосподарських, а й природоохоронних та рекреаційних цілей;
- ✓ недосконале законодавче забезпечення охорони тваринного світу у цілому;
- ✓ слабкі механізми державного контролю за виконанням існуючих вимог.

Стосовно недосконалості нормативно-правового забезпечення охорони власне мисливської фауни агроландшафтів першочергово необхідно звернути увагу на ст. 40 «Запобігання загибелі тварин під час здійснення виробничих процесів та експлуатації транспортних засобів» Закону України «Про тваринний світ», яка (нагадаємо) зобов'язує підприємства, установи, організації і громадян вживати заходів для запобігання загибелі тварин під час здійснення виробничих процесів, у тому числі – проведення сільськогосподарських робіт. Попри це, в Україні донині не створено цільових підзаконних актів які б регламентували окремі способи та засоби сільськогосподарського виробництва у відповідності до зазначеної статті.

Примітно, що подібні нормативно-правові акти до відповідних статей аналогічних законів введені в дію у більшості пострадянських країн ще з середини-кінця 90-х років, наприклад «Постановление Правительства РФ от 13 августа 1996 г. № 997 «Об утверждении Требований по предотвращению гибели объектов животного мира при осуществлении производственных процессов, а также при эксплуатации транспортных магистралей, трубопроводов, линий связи и электропередачи»». У різних модифікаціях зазначеного документу, на рівні федеральних округів і областей, регламентовані зокрема тактичні схеми руху техніки, технології, спецобладнання для сільськогосподарських агрегатів тощо, котрі виключають можливість масової загибелі диких тварин.

В розвинених країнах Євросоюзу – Франції, Німеччині та Великобританії на різних рівнях державної влади та органів місцевого самоврядування подібні постанови несуть ще більші обмеження для діяльності сільгоспвиробників де зокрема регламентуються мінімальна висота скошування окремих рослинних культур у періоди масової репродукції фауни, максимально допустимі швидкість руху та ширина захвату робочих механізмів техніки тощо.

Запровадження подібних постанов в Україні, на наш погляд, нині є нагальною необхідністю і фундаментальною основою для поліпшення показників ведення мисливського господарства в агроландшафтах та збереження біорізноманіття польової фауни у цілому. В зв'язку з цим, нами, за погодженням з Міністерством екології та природних ресурсів України і Державним агентством

лісових ресурсів України та за підтримки громадських організацій, було **запропоновано** Проект Постанови Уряду про затвердження «Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт» (далі – Вимоги), з урахуванням кращого світового досвіду, вітчизняних і власних наукових розробок у цьому напрямку, на засадах адаптації та взаємоприйнятної гармонізації його змісту до сучасних сільськогосподарських виробничих умов і природоохоронних пріоритетів держави.

Основний зміст Проекту Вимог наводимо нижче (*Друга редакція, з доповненнями експертних установ*):

## **ПОСТАНОВА**

### **Про затвердження Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт**

Відповідно до статті 40 Закону України «Про тваринний світ» та з метою врегулювання відносин у сферах охорони, відтворення і раціонального використання об'єктів тваринного світу в сільськогосподарських угіддях,

#### **Кабінет Міністрів України постановляє:**

1. Затвердити Вимоги із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт, що додаються.

**Прем'єр-міністр України**

**П І Б**

## **ВИМОГИ**

### **із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт**

#### **1. Загальні положення**

1.1. Ці Вимоги розроблені відповідно до статті 40 Закону України «Про тваринний світ» та Закону України «Про Кабінет Міністрів України» і регламентують виробничу діяльність у галузі рослинництва з метою запобігання загибелі об'єктів тваринного світу в результаті потрапляння під сільськогосподарські машини та агрегати.

1.2. Вимоги установлюють основні заходи та обмеження, котрих необхідно дотримуватись під час механізованих агротехнічних робіт.

1.3. Вимоги є обов'язковими для підприємств, установ, організацій та громадян під час виконання усіх видів механізованих агротехнічних робіт в місцях перебування об'єктів тваринного світу у стані природної волі.

1.4. Невиконання цих Вимог, яке зумовило загибель об'єктів тваринного світу у стані природної волі, прирівнюється до незаконного їх добування.

1.5. Користувачі мисливських угідь, за погодження з основними користувачами, мають право здійснювати на територіях спільного господарювання заходи щодо запобігання загибелі об'єктів тваринного світу, зокрема по попередньому сполохуванні (переміщенні) об'єктів тваринного світу, оснащенні сільськогосподарської техніки відлякувальними пристроями тощо перед початком виконання механізованих агротехнічних робіт.

1.6. Працівники користувачів мисливських угідь, у тому числі працевлаштовані поза штатом та за сумісництвом, мають право на територіях спільного господарювання з основними користувачами здійснювати контроль за виконанням основними користувачами цих Вимог.

1.7. Працівники користувачів мисливських угідь мають право на територіях спільного господарювання з основними користувачами в установленому законом порядку застосовувати до основних користувачів заходи передбачені п. 5 чинного «Положення про громадських інспекторів з охорони довкілля» (Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України 27.02.2002 N 88), у сфері охорони тваринного світу, з метою запобігання або в результаті виявлення порушень цих Вимог.

## **2. Терміни та їх визначення**

У цих Вимогах терміни вживаються у такому значенні:

2.1. Користувачі мисливських угідь (співкористувачі) – спеціалізовані мисливські господарства, інші підприємства, установи та організації, в яких створені спеціалізовані підрозділи для ведення мисливського господарства з наданням в їх користування мисливських угідь у межах територій спільного господарювання з основними користувачами.

2.2. Користувачі сільськогосподарських угідь (основні користувачі) – підприємства, установи, організації та громадяни які здійснюють сільськогосподарську діяльність, на правах власників або користувачів землі, в місцях перебування об'єктів тваринного світу у стані природної волі.

2.3. Механізовані агротехнічні роботи – технології виробництва та заготівлі продукції рослинництва супроводжувані механізованими

операціями з використанням сільськогосподарської техніки на усіх виробничих стадіях.

2.4. Об'єкти тваринного світу – нешкідливі для сільського господарства дикі ссавці і птахи в усьому їх видовому і популяційному різноманітті, на всіх стадіях розвитку (ембріони, яйця), які перебувають у стані природної волі.

2.5. Обробіток ґрунту – процес механізованого впливу на товщу ґрунту, направлений на зміну його агрегатної структури.

2.6. Оброблюваний контур – поле, лука, інші розмежовані ділянки суходолу, або їхні частини, на яких здійснюють механізовані агротехнічні роботи.

2.7. Сільськогосподарські угіддя – орні землі (рілля), багаторічні насадження, сіножаті, пасовища та перелоги.

2.8. Тактичні схеми виконання механізованих агротехнічних робіт – способи переміщення сільськогосподарської техніки по оброблюваному контуру під час виконання механізованих агротехнічних робіт.

### **3. Вимоги із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт**

3.1. Під час виконання механізованих агротехнічних робіт не допускається застосування технологій, способів та засобів виробництва, які здатні викликати загибель об'єктів тваринного світу.

3.2. Користувачі сільськогосподарських угідь зобов'язані завчасно поінформувати співкористувачів про площі, місце та час проведення наступних механізованих агротехнічних робіт у строки не пізніше ніж за три доби до початку їх виконання:

- обробіток ґрунту;
- заготівля кормів у природних і штучних лучних угіддях, посівах одно- та багаторічних кормових трав;
- збирання врожаю зернових культур у нічний період доби<sup>1</sup>;
- використання хімічних речовин, які можуть бути шкідливими для об'єктів тваринного світу.

3.3. Користувачі сільськогосподарських угідь, під час механізованого застосування хімічних речовин, які можуть бути шкідливими для об'єктів тваринного світу, повинні вжити заходів по недопущенню їх потрапляння внаслідок людської недбалості чи погодних умов у напівприродні або природні біотопи – полезахисні лісосмуги, переліски, балки, інші неосвоєні ділянки з природною рослинністю.

3.4. Забороняється застосовувати тактичні схеми виконання механізованих агротехнічних робіт під час обробітку ґрунту, заготівлі кормів та збирання врожаю у природних і штучних лучних угіддях, посівах кормових трав та зернових культур, які передбачають коловий рух сільськогосподарської техніки, або поступальний човниковий рух з двох і більше сторін оброблюваного контуру, у напрямку від периферії до його центру<sup>2</sup>.

3.5. Під час виконання механізованих агротехнічних робіт із заготівлі кормів та збирання врожаю у природних і штучних лучних угіддях, посівах кормових трав та зернових культур не допускається будь-який попередній обробіток, у тому числі протипожежний, периметра оброблюваного контуру менше ніж за дві доби до початку виконання перелічених у цьому підпункті основних робіт<sup>3</sup>.

3.6. Під час обробітку ґрунту, заготівлі кормів та збирання врожаю у природних і штучних лучних угіддях, посівах кормових трав та зернових культур вимагається застосовувати тактичні схеми виконання механізованих агротехнічних робіт, які передбачають:

- а) поступальний човниковий рух сільськогосподарської техніки лише з одного боку оброблюваного контуру в напрямку до протилежного, що не межує з об'єктами інфраструктури;
- б) поступальний човниковий або коловий рух сільськогосподарської техніки від центру оброблюваного контуру до його периферії;
- в) інші види переміщення сільськогосподарської техніки, що не обмежені цими Вимогами або чинним законодавством.

3.7. Мінімально допустима відстань між сільськогосподарською технікою, що вишиковується у суцільний або суцільно-ступінчатий ряд під час виконання однотипних механізованих агротехнічних робіт має становити<sup>4</sup>:

- 200 м – у світлий період доби;
- 300 м – у нічний період доби.<sup>5</sup>

3.8. Під час механізованої заготівлі кормів, що є першою у календарному році на площах природних і штучних лучних угідь, посівах одно- та багаторічних кормових трав, висота зрізання рослин повинна становити не нижче 15 см від поверхні ґрунту<sup>6, 7</sup>.

3.9. Під час виконання механізованих агротехнічних робіт з обробітку ґрунту, заготівлі кормів та збирання врожаю у природних і штучних лучних угіддях, посівах кормових трав та зернових культур сільськогосподарські машини та/або агрегати повинні бути оснащені

сертифікованими пристроями для відлякування диких тварин – представників фонових таксонів<sup>7</sup>.

#### **4. Контроль за дотриманням Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт**

4.1. Державний контроль за дотриманням цих Вимог здійснюється центральним органом виконавчої влади, що забезпечує формування і реалізацію державної політики у сфері охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки, його територіальними органами та іншими уповноваженими на це органами виконавчої влади.

4.2. Контроль за дотриманням цих Вимог мають право здійснювати центральні органи виконавчої влади, що забезпечують формування та реалізацію державної політики у сфері мисливського господарства, їх територіальні органи, користувачі мисливських угідь на територіях спільного господарювання з основними користувачами.

#### **5. Відповідальність за порушення Вимог із запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час механізованих агротехнічних робіт**

5.1. Порушення цих Вимог тягне за собою адміністративну, цивільно-правову або кримінальну відповідальність згідно чинного законодавства.

5.2. У випадку знищення об'єктів тваринного світу віднесених до мисливських видів, яке стало наслідком недотримання користувачами сільськогосподарських угідь цих Вимог, відшкодування завданих співкористувачам збитків розраховується відповідно до положень чинних Такс для обчислення розміру відшкодування збитків, завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання (крім видів, занесених до Червоної книги України).

**Посадова особа**

**П І Б**

#### **Тлумачення до окремих пунктів Вимог:**

<sup>1</sup> – являються осередками концентрації денної орнітофауни, зокрема ряду куроподібні (*Galliformes*), представники яких (перепілка, куріпка, фазан) не можуть ефективно переміщуватися у сутінках.

<sup>2</sup> – витісняють тварин з периферії у центр оброблюваного контуру, у результаті чого відбувається їх масова загибель на завершальних етапах обробки поля.



<sup>3</sup> – позбавляють можливості тварин успішно залишити оброблюваний контур, оскільки видозмінюють ландшафт яким вони мають переміщуватися, що відлякує їх і потребує часу на звикання до нових умов середовища.

<sup>4</sup> – примножує ширину суцільного захвату площі за одиницю часу при її обробі з застосуванням подібних тактичних схем виконання механізованих агротехнічних робіт (див. фото 5.1), що пропорційно знижує шанси тварин вчасно залишити небезпечну зону.

<sup>5</sup> – впливає з роз'яснення <sup>1</sup>.

<sup>6</sup> – пропозиція з Відгуку НУБіП України.

<sup>7</sup> – пропозиції з Відгуку УкрНДІПВТ ім. Л. Погорілого Міністерства аграрної політики та продовольства України.

---

Пункти 1.5–1.7 цих Вимог є принциповими. Вони передбачають створення, на противагу застарілій адміністративно-командній системі («ручне» управління) здійснення державного екологічного нагляду за діяльністю агровиробників, якій загалом характерні слабкий ресурсно-кадровий потенціал і високі корупційні ризики, максимально саморегульованої системи за якої контрольно-наглядові функції за виконанням цих Вимог поширюються також на найбільш зацікавлену сторону – мисливського співкористувача сільгоспугідь.

Варто зауважити, дані Вимоги, порівняно з європейською практикою, де на додачу до вищевикладених підходів регламентуються строки заготівлі кормів, мінімальна висота скошування трав, швидкість руху сільгосптехніки, обов'язкова оснащеність її відлякувальними пристроями тощо, є максимально лояльними до вітчизняних аграріїв. Вони не обмежують у використанні загальноприйняті технологічні інструменти виробництва продукції рослинництва, їх дотримання не передбачає регулярних фінансових перевитрат, у тому числі паливно-мастильних матеріалів, людино- та машино-годин, а відтак не має зумовлювати зниження економічної ефективності сільськогосподарського виробництва у цілому [5, 26, 493]. На зазначений проект Вимог нами отримано позитивні відгуки від профільних наукових установ держави.



Стосовно наукових передумов до започаткування розробки правових інструментів запобігання загибелі об'єктів тваринного світу під час агрохімічних робіт, нами, для об'єктивності досліджень, було здійснено екологічну характеристику зв'язків між обсягами застосування пестицидів та динамікою чисельності осілих видів мисливських тварин в сучасних агроландшафтах держави і отримано наступні результати [259].

Аналіз динаміки чисельності зайця сірого ( $lim = 1,66-1,83$  млн ос) засвідчив її зворотні дуже сильні корелятивні зв'язки з обсягами застосування гербіцидів ( $lim = 3,7-18,8$  тис. т/рік) та інсектицидів ( $lim = 1,0- 2,8$  тис. т/рік). Тоді як із кількістю внесених фунгіцидів та ротендицидів зазначені зв'язки були різновекторними невірогідними, середнього та слабкого ступенів відповідно.

Чисельність куріпки сірої ( $lim = 0,87-0,99$  млн ос) перебувала у позитивній кореляції, від дуже слабкого до дуже сильного ступенів, з усіма досліджуваними групами агрохімікатів. З одного боку, це може свідчити про недосконалість методик чи несумлінність обліку птахів [209], а з іншого – інтенсивність застосування окремих груп пестицидів, на наш погляд, може бути маркерними показниками поточної придатності біоценозів для існування куріпок.

У підтвердження висловленому припущенню акцентуємо увагу на вірогідну сильну і дуже сильну кореляцію між чисельністю виду та динамікою внесення інсектицидів (табл. 3.2).

Відомо, що дорослі особини – поліфаги, кормовий набір яких у безсніжний період складається з безхребетних тварин, зелених частин рослин, ягід, насіння диких трав і сільськогосподарських культур. Проте, курчата з перших днів життя, за можливості, харчуються виключно тваринними кормами – гусеницями, лялечками, молюсками, дорослими комахами, поступово переходячи на раціон дорослих птахів. Зокрема, встановлено, що природи живої маси пташенят, які протягом перших шести днів життя споживали виключно рослинні корми, були на 46,4% нижчими, ніж у курчат в раціоні котрих були комахи. При цьому, в екосистемах з достатньою кількістю членистоногих, виживання пташенят коливалося на рівні 50%, тоді як в бідних біотопах – лише 13% [340].

Таблиця 3.2

**Математико-статистичний аналіз показників чисельності  
польової фауни та обсягів застосування пестицидів в Україні  
(2000–2010 рр.)**

Показники	Види тварин		
	заєць сірий	куріпка сіра	фазан звичайний
<i>Гербіциди</i>			
Коефіцієнт кореляції, $r$	-0,962	0,664	0,854
Значущість коефіцієнта кореляції, $p$	0,001	-	0,05
<i>Інсектициди</i>			
Коефіцієнт кореляції, $r$	-0,914	0,813	0,909
Значущість коефіцієнта кореляції, $p$	0,01	0,05	0,01
<i>Фунгіциди</i>			
Коефіцієнт кореляції, $r$	-0,530	0,935	0,719
Значущість коефіцієнта кореляції, $p$	-	0,01	0,1
<i>Ротендициди</i>			
Коефіцієнт кореляції, $r$	0,381	0,274	-0,293
Значущість коефіцієнта кореляції, $p$	-	-	-
<i>Пестициди (разом)</i>			
Коефіцієнт кореляції, $r$	-0,936	0,750	0,874
Значущість коефіцієнта кореляції, $p$	0,01	0,1	0,05
Коефіцієнт детермінації, $R^2$	0,873	0,563	0,764
Значущість рівняння регресії (F- тест), $p_f$	0,001	0,05	0,05
Приватний коефіцієнт еластичності, $E$	-0,88	0,11	0,18

Отже, виходячи з того, що обсяги застосування інсектицидів у більшості випадків визначаються ситуаційно, можна припустити їх прямий зв'язок із локальною якістю кормової бази для молодняка куріпки сірої до початку застосування хімікатів.

Аналогічні попереднім закономірності були відмічені при дослідженні зв'язків між чисельністю фазана звичайного ( $\text{lim} = 0,27\text{--}0,34$  млн ос) та використанням пестицидів, що, вочевидь, пояснюється високим таксономічним ступенем спорідненості обох видів та, відповідно, подібними трофічними і, частково, сезонно-просторовими вподобаннями птахів [142, 70].

Попри повідомлення про шкідливий вплив ротендицидів на мисливських тварин [23, 281, 400], ми, у конкретному випадку, не отримали підтверджуючих результатів. Можливо, це пов'язано з відносно мізерною кількістю ( $\text{lim} = 0,3\text{--}0,6$  тис. т/рік) їх внесення протягом досліджуваного періоду, що в окремі роки становила від 1,2 до 3,4% у питомому обсязі використаних агрохімікатів. Втім, обернений зв'язок, у слабкому ступені, все ж відмічався при аналізі динаміки чисельності фазана звичайного, що, скоріше, зумовлювався регулярними заходами боротьби з мишоподібними на посівах колоскових зернових в південних областях країни.

За результатами обчислень рівнянь регресії можна констатувати відсутність негативного лінійного зв'язку між застосуванням всіх груп пестицидів сумарно ( $\text{lim} = 9,5\text{--}27,9$  тис. т/рік) та чисельністю куроподібних. Навпаки, у зазначених діапазонах застосування агрохімікатів відмічався їх позитивний вірогідний вплив. Поміж тим, вважаю за необхідне нагадати, що числові вирази у регресійній моделі характеризують виключно математичну залежність показників результативної і факторних змінних, а не причинно-наслідкові зв'язки між ними. Виявлення та наукове опрацювання останніх, власне, і є індивідуальним завданням дослідника. Тому, до раніше висловлених припущень необхідно додати, що отримані результати частково можуть бути зумовлені і сучасними етологічними особливостями птахів обох видів. Куріпка сіра та фазан звичайний у весняно-літній період використовують орні землі агроландшафтів переважно як кормові біотопи. При цьому, виводковими та захисними стаціями для обох видів слугують перелоги, необроблені закрайки і межі полів, вкраплені у них природні лучні та помірно заболочені (для фазана) ценози. Відтак, прямий вплив агрохімікатів на птахів значною мірою може нівелюватися, тоді як заєць сірий лишається надвразливим видом, оскільки активно використовує площі під

сільгоспкультурами в якості цілорічних осередків існування та розмноження, являючись, при цьому, вираженим фітофагом.

У зв'язку з зазначеною трофічною особливістю відмічається найбільший негативний вплив на чисельність тварин саме гербіцидів, частка котрих в середньому склала 68,2% у питомому обсягу використаних агрохімікатів за досліджуваний період. Загалом, зниження чисельності зайця сірого у 87,3% випадків визначалося збільшенням об'ємів внесення пестицидів, за максимальної статистичної значущості рівняння регресії. За вказаних вище лімітів застосування пестицидів, чисельність зайця сірого вірогідно знижувалася на 0,88% зі зростанням внесення агрохімікатів на 1%. В той час, вірогідного несуттєвого зростання зазнавали чисельність куріпки сірої (0,11%) та фазана звичайного (0,18%), проте – лише у 56,3 та 76,4% випадків відповідно.

У зв'язку із певною суперечливістю одержаних результатів стосовно впливу пестицидів на популяції мисливських птахів ряду куроподібних [23, 340, 281, 400] вважаю, що подібні дослідження потребують подальшого розвитку в розрізі зоогеографічного районування, спеціалізації галузі рослинництва; типів, концентрацій пестицидів, строків і технологій їх застосування в країні тощо.

Таким чином, подальшим пріоритетом реформування та адаптації до законодавства ЄС нормативно-правового забезпечення з охорони корисної фауни агроландшафтів має стати вдосконалення контролю за використанням способів і засобів удобрення ґрунтів та захисту рослин, у відповідності до ст. 48 «Охорона тварин під час застосування пестицидів і агрохімікатів» ЗУ «Про тваринний світ», зокрема «Порядку проведення державних випробувань...пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні» [294], який і донині не містить жодного положення стосовно дослідження впливу діючих речових препаратів на організм диких тварин та їх репродуктивний потенціал зокрема.

*Санкції за недотримання чинного законодавства у сферах охорони та спеціального використання мисливських ресурсів залишаються невідповідними викликам сьогодення та вкрай*

*слабкими, як власне і рівень державного контролю за скоєнням подібних правопорушень.*

Про недієві механізми регламентуючі запобігання, виявлення правопорушень у сферах охорони і спеціального використання мисливських ресурсів та покарання за їх скоєння згадувалося раніше.

Розпочати аналіз варто з Кримінального кодексу України, стаття 248 («Незаконне полювання») якого не передбачає жодної відповідальності за організацію або беззбройну участь в незаконному полюванні [170]. Відтак, перша *пропозиція* стосується саме доповнення (курсивом) зазначеної статті у пункті 1 наступного змісту: «Порушення правил полювання *або організація незаконного полювання або свідомо беззбройна участь в ньому (водієм, нагоничем тощо)*, якщо це заподіяло істотну шкоду... (далі по тексті)».

Разом з тим, ***пропонуємо:***

❖ знизити чинний поріг заподіяної шкоди тваринному світу, який тягне за собою кримінальну відповідальність, зокрема у частині незаконного добування з використанням заборонених знарядь та транспортних засобів, з 250 неоподатковуваних мінімумів доходів громадян до 50.

❖ узаконити використання засобів фото- та відеофіксації, у т.ч. автоматичних, задля виявлення правопорушень у сферах охорони та спеціального використання мисливських ресурсів, а також матеріалів, отриманих з їх допомогою, в якості офіційної доказової бази при формуванні обвинувачення.

❖ заборонити видачу/продовження дозволів МВС на придбання, а також зберігання/носіння, не вихолощеної мисливської гладкоствольної чи нарізної зброї для нецільового використання (охорона обійстя тощо).

Остання пропозиція диктується тим, що за результатами експертного опитування користувачів мисливських угідь (Держлісагентство, нажаль, не здійснює подібних статистичних спостережень), лєвова частка браконьєрських полювань здійснюється з використанням мисливської зброї людьми, які де-юре не є мисливцями взагалі. Таким чином, вважаю – наявність посвідчення мисливця державного зразка може стати єдиною юридичною основою для розгляду органами МВС питання щодо

надання відповідних дозволів на придбання та використання мисливської зброї. Поміж тим, **наголошую** на принциповій позиції – пересічним громадянам України, для охорони майна та життя, держава зобов'язана дозволити придбання короткоствольної немисливської зброї, використання котрої у зазначених цілях безумовно є в рази ефективнішим.

Окремо варто звернути увагу на розміри компенсації завданих збитків користувачам угідь унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання. Так, у червні 2015 р., під час роботи міжвідомчої робочої групи при ДАЛРУ, нами, у співавторстві з колегами, були запропоновані нові, значно збільшені (табл. 3.3), розміри компенсації збитків завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання у частині «польова фауна», які згодом були затверджені Держлісагентством, МінАПК та Мінекології [308] і отримали схвальні відгуки екологічних громадських організацій та користувачів мисливських угідь.

Таблиця 3.3

**Такси для обчислення розміру відшкодування збитків, завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання (витримка у частині «польова фауна»)**

№ п/п	Вид тварин	Розміри стягнень, <i>грн./ос. незаконно добутої або знищеної тварини</i>	
		чинні до 2017 р.	Запропоновані нами у співавторстві (чинні з 2017 р.)
1	Заєць сірий	500	8 000
2	Фазан звичайний	500	2 000
3	Куріпка сіра	500	2 000

*Має місце також суттєва недосконалість регламентуючих законодавчих та підзаконних актів з власне організації і ведення мисливського господарства.*

Про зазначений стан речей неодноразово заявляли вчені та практики. Якщо розглядати цю проблему через призму загальноекологічних критеріїв, першочергово вона стосується «Порядку проведення упорядкування мисливських угідь» [295], який загалом визначає базові еколого-господарські засади управління мисливськими ресурсами держави, та до якого у нас існує ряд претензій [233, 234].

*Відповідно до ст. 22 ЗУ «Про мисливське господарство та полювання» надання у користування мисливських угідь здійснюється рішеннями органів місцевого самоврядування не нижче рівня обласних рад.*

На наше переконання, це повною мірою суперечить сучасній державній політиці децентралізації влади та обмежує права місцевих громад у всебічному розпорядженні власними земельним фондом та природними ресурсами; створює локальну соціальну напругу, зокрема серед жителів-мисливців, які практично усуваються зазначеним положенням від участі у визначенні користувача мисливських угідь; пасивно стимулює до зростання браконьєрства серед населення.

Варто відмітити, понад 90% мисливських господарств України своєю територією розміщені у межах одного адміністративного району. Отже, постає питання, чому угіддя для ведення мисливського господарства не можуть надаватися у користування, наприклад, районними радами? Чому голосувати за надання у користування угіддями певного району чи селища мають не депутати-мешканці, делеговані місцевими громадами, які де-юре володіють цими землями, а депутати з інших районів (селищ) та обласного центру? Таким чином, нами *пропонується* внести відповідні зміни та доповнення до ст. 22 «Порядок надання у користування мисливських угідь» галузевого ЗУ, з тим щоб повноваження надання у користування мисливських угідь, зосереджених у межах однієї адміністративно-територіальної одиниці первинного (село, селище) або середнього (район) рівнів поширювалися безпосередньо на органи місцевого самоврядування.

*Відповідно до ст. 27 ЗУ «Про мисливське господарство та полювання» і чинного Порядку визначення територій для*

*охорони та відтворення мисливських тварин (відтворювальних ділянок) мисливські господарства в межах наданих у користування угідь виділяють від 20 відсотків їх площі, на яких забороняється проводити полювання.*

Погоджуємося з думкою колег [419], що встановлений мінімальний поріг площ відведення цих ділянок недостатній. Більше того, хочемо наголосити – у польових угіддях, які становлять 69,7% у структурі мисливських угідь держави, зайнятих під однорічними культурами, мінімальний відсоток відведення територій під відтворювальні ділянки повинен бути збільшений у 1,5-2 рази. Подібні пропозиції більшою мірою узгоджуються з рекомендаціями вітчизняних та зарубіжних вчених [519, 419, 50]. Крім того, було б доцільно акцентувати увагу на суттєві недоліки зазначеного Порядку [292], зокрема відносно порушеної проблематики:

- ❖ загальна недеталізованість та недостатня кількість його регламентних положень, наприклад – відсутнє обмеження до мінімально допустимої площі одного контуру під відтворювальну ділянку;

- ❖ жодним чином не обмежує використання орних земель у якості відтворювальних ділянок. При цьому, згідно вимог останні виділяються на термін не менше трьох років в угіддях, які (цит) *«мають добрі кормові та захисні властивості відповідно до Класифікації мисливських угідь за категоріями цінності (класами бонітетів)»* [295]. Відтак не зрозуміло, про які посезонно «добрі» кормо-захисні властивості може йти мова на орних землях зайнятих під будь-якими однорічними культурами;

- ❖ жодним чином не обмежує на відтворювальних ділянках строків, способів і засобів виконання механізованих агротехнічних робіт. Виходячи з вищезазначеного та одержаних результатів еколого-господарських досліджень, можна констатувати – організацію відтворювальних ділянок на орних землях держави доцільно планувати лише під штучними сіножатями і пасовищами, площами багаторічних кормових трав та, у крайньому випадку, погодженої зі співкористувачем сівозміни рослинних культур у відповідності до вимог пп. 2.3 Порядку (на термін не менше трьох років), за умови чіткого узгодження, закріпленого окремим договором між сторонами, строків, способів та обсягів виконання комплексу



сільськогосподарських робіт основним користувачем на цих територіях.

Щодо заходів з хімізації на відтворювальних ділянках, вважаю що по своїй суті вони неприпустимі, враховуючи доведений їхній прямий чи опосередкований негативний вплив на польову фауну, хоча б у зв'язку з виконанням додаткових технологічних операцій, які являються, як мінімум, стрес-факторами. Для вирішення останнього питання *пропонуємо* внести взаємосинергуючі доповнення до ст. 49 «Обмеження або заборона застосування на окремих територіях пестицидів і агрохімікатів» ЗУ «Про тваринний світ» та чинного Порядку визначення територій для охорони мисливських тварин [292].

Попри те, що пп. 2.5 Порядку [292] зобов'язує здійснювати комплекси лісо- та сільськогосподарських робіт власниками або користувачами земельних наділів на території відтворювальних ділянок за погодженням з користувачем мисливських угідь, не розтлумаченими залишились виробничі критерії та власне юридичний механізм таких погоджень. З точки зору регламентування сільськогосподарської діяльності на відтворювальних ділянках домінуючих у державі польових мисливських угідь, концептуальний набір критеріїв для погодження діяльності сторін має бути мінімально таким:

Від основного користувача:

- погоджена зі співкористувачем сівозміна рослинних культур на найближчі 3 роки і більше;
- погоджені строки, порядок, способи, засоби та обсяги виконання сільськогосподарських робіт, в т.ч. з можливої хімізації угідь, на період відведення відтворювальної ділянки.

Від співкористувача:

- погоджені строки, порядок, способи та засоби боротьби зі шкідливими і хижими тваринами, виконання біотехнічних та решти заходів які можуть вплинути на виробничі процеси або показники господарсько-економічної діяльності основного користувача;
- погоджені ліміти максимальної щільності мисливського виду(-ів), які будуть підтримуватися на даній території.

*З метою охорони мисливських угідь їх користувачі, відповідно до ст. 29 «Єгерська служба» ЗУ «Про мисливське господарство та полювання», створюють єгерську службу з розрахунку не менш як один єгер на 5 тис. га лісових або 10 тис. га польових чи водно-болотних мисливських угідь.*

Зазначена наднизька щільність працівників, у порівнянні до європейської практики та реального стану речей в галузі, очевидно, є некоректною. Зокрема, враховуючи традиційне покладення на них інших функцій (біотехнічні заходи тощо) окрім законодавчо регламентованих – охоронних. З іншого боку, незрозумілим є прирівнювання навантажень на працівника у польових та водно-болотних мисливських угіддях. Оскільки, незважаючи на різноманітні природні умови водно-болотних біотопів, які дозволятимуть піше, автомобільне, виключно водним транспортом чи комбіновані типи пересування, або унеможливлуватимуть усі чи окремі з них, вони залишаються найскладнішими в обслуговуванні серед перелічених типів екосистем. Теж саме стосується і відсутності у статті окремого пункту «гірські ліси» та гірські угіддя загалом, охорона яких супроводжується цілим рядом додаткових труднощів: обмеженість і складність пересування, мінімальна оглядовість місцевості тощо.

У той час, відповідно до ст. 22 «Порядок надання у користування мисливських угідь» цього ж ЗУ [311], площа мисливських угідь, що надаються користувачеві, повинна становити не менше 3 тисяч гектарів. Відтак, юридично незрозумілою лишається норма навантаження працівниками на угіддя менші ніж 5 і 10 тис. га відповідних типів?

Враховуючи вищезазначене *пропонуємо* внести уточнюючі зміни та доповнення до статті 29 галузевого ЗУ у такій редакції (курсивом) – «*мисливська варта (охорона)*», з покладанням на неї виключно визначених статтею функцій та скоригованих нами норм навантаження у «*не менше одного працівника на лісові і водно-болотні угіддя площею від 3 до 5 тис. га. та не менше одного працівника на польові угіддя площею від 3 до 10 тис. га з подальшим збільшенням штату в одну особу на кожні 5 та 10 тис. га угідь відповідних типів*».

Необхідно зазначити, що як за чинних так і за запропонованих нами правових умов, у галузевому Законі

нівелюється поняття ліміту егерів (працівників) для здійснення біотехнічних та решти мисливськогосподарських заходів, що, на наш погляд, є неприпустимим, у першу чергу – для негромадських суб'єктів господарювання, де унеможлиблюється безоплатна трудоучасть їх членів.

Отже, постає питання зазначення аналогічним чином лімітів і на категорію штату для виконання мисливськогосподарських робіт. На нашу думку, вона може дорівнювати лімітам штату відведеного для охорони угідь відповідно до їх типів. У цьому разі, достатньо існуючі ліміти штату егерської служби у ст. 29 Закону збільшити у *n*-нну кількість (напр. – удвічі), а у абзац 1 цієї статті внести наступне доповнення (курсивом): «З метою охорони *та* обслуговування мисливських угідь...».

*Вважаю*, було б концептуально вірно, щоб для лісових і водно-болотних угідь площею до (напр.) 15–25 тис. га та польових, площею до 30–50 тис. га, всі вищезазначені посадки могли суміщатися з посадками директора мисливського господарства та штатних мисливствознавців. Втім, подібні питання є досить дискусійними і вочевидь потребують розширених колегіальних обговорень.

Також доречно зазначити ще один недолік статті 29 Закону – її надмірний консерватизм, який зокрема унеможлиблює здійснення охорони угідь третьою стороною на договірній основі. У більшості випадків спеціалізовані охоронні організації (в першу чергу – державні), укомплектовані місцевими працівниками, маючи значно кращий ресурсно-кадровий потенціал та розширені повноваження із застосування вогнепальної зброї, могли б справлятися з поставленими завданнями значно ефективніше.

Покладення ж обов'язків функцій державної мисливської варти на районних мисливствознавців або користувачів угідь згідно пропозицій викладених у офіційному Проекті моделі реформування та розвитку мисливського господарства України [320] вважаю абсолютно абсурдним кроком. Нині на одного районного мисливствознавця в Україні припадає від одного до трьох прикріплених за ним адміністративних районів. Постає питання, що може вберегти чи проконтролювати одна людина на площі від 100 до 500 тис. га і більше? Тому, вбачаємо у цій пропозиції небажання центрального органу виконавчої влади, що

забезпечує реалізацію державної політики у сфері мисливського господарства (Держлісагентства), розширювати контрольні функції в галузі за межі його органів на місцях та підпорядкованих їм користувачів угідь.

*Виготовлення та реалізація дозволів на спеціальне використання (добування) польової дичини в Україні здійснюється недержавними підприємствами і організаціями, які орендують мисливські угіддя.*

Мова йде про тотально безконтрольне виготовлення та видачу відстрільних карток на добування пернатих та хутрових мисливських тварин неліцензійних видів, віднесених до природних ресурсів загальнодержавного значення, недержавними підприємствами і організаціями. Нині це створює широке корупційне поле для фінансових зловживань користувачами угідь і екологічних злочинів перед народом, шляхом неправомірного, зумисне спланованого, перепромислу належних йому мисливських ресурсів [48, 232, 320, 324].

У зв'язку з вищезазначеним, постає необхідність вдосконалення чинних Правил [307] та цільової статті 17 ЗУ «Про мисливське господарство та полювання» [311] регламентуючих видачу дозволів (відстрільних карток) на спеціальне використання мисливських тварин неліцензійних видів. З цією метою наявний текст у частині 7 статті 17 «Дозволи на добування мисливських тварин, віднесених до державного мисливського фонду» галузевого Закону наступного змісту (*цит*) «Відстрільні картки видаються мисливцям користувачем мисливських угідь» пропонуємо замінити текстом: «Відстрільні картки реалізуються користувачами мисливських угідь, які отримують їх на бланках, що містять захисні елементи, у територіальних осередках спеціально уповноваженого центрального органу виконавчої влади в галузі мисливського господарства та полювання».

Аналогічні заміни необхідно також здійснити у п.п. 2.10 «Правил видачі дозволів на спеціальне використання диких тварин та інших об'єктів тваринного світу, віднесених до природних ресурсів загальнодержавного значення» [307]. Тобто, по суті нами рекомендується здійснювати виготовлення та видачу відстрільних карток за принципом реалізації ліцензій на

добування ратичних мисливських тварин. Вважаю, наразі даний крок необхідно запровадити хоча б відносно організації добування зайця сірого – єдиного корисного виду мисливської теріофауни агроландшафтів Лісостепу, який у XXI ст. характеризується тут особливо негативним ресурсо-екологічним станом.

*Визначення пропускної спроможності мисливських угідь донині здійснюється з урахуванням радянських інструктивно-методичних вказівок [266], які не повною мірою відповідають чинній нормативно-правовій базі з упорядкування мисливських угідь [227].*

Зокрема мова йде про застосування при розрахунках пропускної спроможності мисливських угідь так званого коефіцієнта успішності (або добутливості) полювання, який не регламентований дійсними підзаконними НПА. Так, при плануванні пропускної спроможності угідь окремі їх користувачі [321] донині офіційно приймають успішність полювання переважно за 50%, згідно застарілих Вказівок [266] та регіональних наказів [297]. При цьому коефіцієнт добутливості встановлюється на рівні «2», примножуючи у таку ж кількість число мисливце-днів у господарстві по конкретному виду на сезон полювання, а відтак і кратну кількість дозволів під реалізацію на спеціальне використання (добування) дичини, що безумовно робить користувачів фінансово зацікавленими у застосуванні подібних коефіцієнтів успішності полювань.

Поміж тим, вважаю, що застосування подібних коефіцієнтів при плануванні пропускної спроможності угідь є антиекологічним та таким яке може зумовлювати спонтанний місцевий чи масштабний перепромисел мисливських ресурсів загальнодержавного значення. Свою позицію доводимо наступними аргументами:

❖ Незрозуміло звідки береться та уніфіковано застосовується по всій країні показник успішності полювання на всі види дичини на рівні 50%. На наше глибоке переконання він залежить від цілого ряду різноманітних, зокрема не прогнозованих і неконтрольованих, чинників – кількісно-якісного складу учасників полювання, способів та засобів його здійснення,

доступності (прохідності) мисливських угідь та, насамперед, поточної щільності дичини певного виду на конкретній території.

❖ Виходячи з першого положення, не виключеним залишається понаднормове вилучення тварин, що особливо небезпечно за початкової мінімальної експлуатаційної щільності локальних ценопопуляцій.

❖ Поняття *успішності полювання* зводиться до наявності або відсутності здобичі у мисливця на момент його закінчення. Проте, відсутність здобичі, на наш погляд, не може вважатися тотожним поняттям з *не завданням шкоди* тваринному світу. Оскільки у процесі будь-якого полювання з використанням вогнепальної зброї спорядженої шротовими набоями певний відсоток тварин отримує поранення, окремі з яких згодом призводять до їх загибелі, але не стає здобиччю. Отже, подібні речі теж вочевидь повинні виражатися окремими поправочними коефіцієнтами – антагоністами до *добутливості*, чого наразі не спостерігається у теорії та практиці ведення галузі.

❖ Саме застосування подібних коефіцієнтів певною мірою суперечить сучасній етиці аматорського полювання, яке не є інструментом задоволення критичних харчових потреб пересіченого громадянина України, являючись нині суто рекреаційною складовою реалізації його культурно-оздоровчих та духовних потреб. Виходячи з цього, шанси на добування трофея мисливцем та порятунок тварини, на нашу думку, повинні бути максимально зрівноваженими або ж збільшуватися на користь останньої.

Таким чином, *рекомендуємо* офіційно заборонити використання *коефіцієнту успішності полювання* при розрахунках пропускнуєї спроможності мисливських угідь, як такого, що не містить під собою наукового обґрунтування та може спричинювати екологічні збитки. В протилежному випадку, зазначений коефіцієнт вочевидь потребує видового, регіонального та еколого-господарського градування у відповідності до чинної нормативно-правової бази галузі.

*Про недосконалість діючого у державі Порядку проведення упорядкування мисливських угідь (надалі – Порядок) [295], який регламентує їх ключові бонітувальні критерії, зазначалося нами*

у галузевих ЗМІ [234], а також рядом інших авторів [320, 433, 432, 296].

Фундаментальними еколого-господарськими інструментами нормування прямого антропогенного тиску на мисливську фауну слід визнати методичні підходи до оціночної класифікації (бонітування) угідь за результатами яких в Україні, власне, і визначаються показники оптимальної та експлуатаційної щільностей дичини.

Основними методами упорядкування мисливських угідь України є методи типології та бонітування [227]. Згідно чинного Порядку, у залежності від своїх кормових та захисних властивостей, типи мисливських угідь відіграють різне значення для окремих видів мисливських тварин. Бонітет визначає потенційну продуктивність угідь. Згідно з бонітетом розраховують оптимальну чисельність мисливських тварин на оцінюваній території. Мисливські угіддя поділяються на п'ять класів бонітетів: до першого бонітету (1) відносяться мисливські угіддя з дуже добрими кормовими та захисними властивостями; до другого (2) – з добрими; до третього (3) – із середніми; до четвертого (4) – з поганими; до п'ятого (5) – угіддя, не придатні для проживання певного виду тварин.

У ракурсі виконання даної праці, основні наші зауваження стосувалися окремих офіційно діючих методичних аспектів типології та бонітування польових угідь для різноманітної мисливської фауни, яка використовує їх у якості основних чи тимчасових осередків перебування, зокрема, з огляду на динамічне скорочення у регіоні досліджень чисельності тварин господарсько-корисних видів із набранням чинності зазначеного Порядку (Наказ Держкомлісгоспу України №771 / 5962 від 31 серпня 2001 р).

Згідно типологічних підходів викладених у діючому Порядку [295], Лісостеп України нормативно розмежований на Право- та Лівобережну лісомисливські зони по руслу р. Дніпро, а їхні мисливські угіддя, у свою чергу, поділяються на дев'ять типів, виходячи з власних орографічних, гідрологічних, фітоценотичних та господарських характеристик: хвойний ліс, листяний ліс, змішаний ліс, чагарники, орні землі, луки, болота, водойми та балки. Відтак, структурні елементи пересіченого агроландшафту тут розподілені по окремих типах угідь. Звідси

можна виокремити три – орні землі, луки та балки, які є основними середовищеутворювальними біотопами існування польової дичини в агроландшафтах. Проте, послідууюча диференціація згаданих типів на підтипи не витримує, на наш погляд, критики з точки зору класичних зооекологічних наукових праць по досліджуваних об'єктах мисливської фауни. Подібних підходів нами не віднайдено і у жодних галузевих регуляторних актах країн ЄС. Так, для лісостепової зони України тип угідь «Орні землі» за чинними нормативами поділяється тут на три підтипи (види):

- Рілля, сади, виноградники тощо;
- Сільськогосподарські культури з густою мережею лісосмуг;
- Сільськогосподарські культури з рідкою мережею лісосмуг\*.

---

Примітка. \* Згідно чинного Порядку [295], сільськогосподарські угіддя з рідкою мережею лісосмуг слід уважати такими, що мають загальну протяжність лісосмуг на 1000 га до 16 км, з густою мережею – більше 16 км.

При цьому, незрозумілими залишаються наступні аспекти методичних підходів до упорядкування угідь, які сформовано нами у фахові зауваження, що потребують роз'яснення відповідними органами держуправління та якнайскорішого вирішення:

1. У спільний клас бонітету поєднуються абсолютно різнорідні типологічні виділи, як то «рілля – сади» або «рілля – виноградники».
2. Не зрозуміло, що вкладалося авторами Порядку у поняття підтипу «рілля», за умови наявності підтипів «сільськогосподарські культури...», коли мова йде про законодавчо визначене разове бонітування угідь на період 15 років.
3. Жодним чином на орних землях не враховується таксономічна приналежність культур (захисно-кормова цінність), їх сівозміна на певний проміжок часу чи, хоча б, господарсько-регіональна спеціалізація галузі рослинництва у цілому; мозаїчність розміщення, наявність чи повна відсутність окремих агрономічних груп тощо.



4. Надважливим для польових видів тварин ландшафтним виділам – лісосмугам не надано навіть примітивної фітоценотичної диференціації.
5. «Орієнтовна шкала визначення ступеня поточного впливу різноманітних чинників на мисливську фауну» діючого Порядку не має видового розрізу навіть по типологічним групам дичини (лісова, польова, водно-болотна), не містить граф щодо визначення впливу доступності посівів зимуючих кормових культур, які є раціон-формуєчими для фітофагів у невегетаційний період. Окремі положення Шкали суперечать загальноприйнятим екологічним постулатам в принципі, як то механізм зменшення середнього бонітету польових угідь з підвищенням їхньої природної мозаїчності і т.п.
6. Тип угідь «Балки» не нормовано диференціюється на підтипи «Чисті» та такі «Що заросли деревною та чагарниковою рослинністю». На відміну типів угідь «Болота», тут зовсім не вказуються відсотки покриття їхніх площ означеною рослинністю.
7. Не зрозуміло у зв'язку з чим розрахункова оптимальна щільність фауни для польових типів угідь у 2-4 рази занижена, порівняно з даними низки сусідніх країн [210] спільного широтного поясу.
8. Відсутні логічні причинно-наслідкові зв'язки між методиками визначення оптимальної і експлуатаційної щільностей диких тварин. У зв'язку з чим, мисливські організації піддаються пасивній мотивації до зумисного заниження усередненого бонітету угідь задля збільшення їх пропускнуої спроможності (шляхом декларування завищених показників фактичної щільності дичини) та, відповідно, одержаної виручки від реалізації дозволів на добування «надлишкової» кількості тварин і т.д.

Із зауважень 1–6 можна дійти ствердного висновку, що нормативно визначені підходи до мисливськогосподарського бонітування відкритих ландшафтів держави, зокрема її лісостепової зони, базуються переважно на оцінці середовищеутворювальних властивостей природних та антропогенно змінених екосистем. Це, у свою чергу,

опосередковано може характеризувати захисні якості угідь, тоді як кормові – загалом залишає поза класифікацією.

Останнє, по своїй суті, суперечить екологічним засадам ведення галузі, рекомендаціям вчених [27, 22, 23, 279, 183, 83] та вимогам чинного законодавства [311, 295].

Продовжувати фаховий аналіз подібних недоліків можна досить довго, оскільки нормативне та нормотворче забезпечення галузі дійсно залишає бажати кращого. Зокрема, стосовно управління польовою фауною, варто було б згадати відсутність у законодавчих актах поняття *«колективної норми добування»*, що унеможливорює повноцінне проведення полювань з розрахунку на душу колективу групами мисливців та створює цим господарсько-правові прецеденти. Невирішеним залишається також питання доцільності видачі сезонних відстрільних карток («сезонок») на хутрову і пернату дичину, враховуючи застосування, при розрахунках обсягів їх видачі, незаборонених, хоча і не регламентованих законодавчо, коефіцієнтів успішності та виходів на полювання. З метою уникнення можливого перепромислу мисливських ресурсів *вважаю*, що найбільш доцільно на кожен офіційний мисливський день «сезонки» планувати повну денну норму відстрілу дичини на одного мисливця. З іншого боку незрозуміло, як може видаватися «сезонка» на групу лімітованих видів тварин, як то на пернату дичину, коли на окремі види розраховуються різні кількості мисливце-днів, залежно від визначених лімітів добування тварин. Очевидно, виникає необхідність у відмові від таких застарілих, ненадійних, підходів до планування обсягів та реалізації дозволів на спеціальне використання неліцензійної дичини [291, 234]. При цьому, спираючись на досвід країн ЄС і окремих вітчизняних господарств, перехід на разові відстрільні картки можна вважати більш прозорим та екологічно обґрунтованим кроком.

Отже, сучасне нормативно-правове забезпечення галузі не створює належних умов для реалізації державної політики децентралізації влади; гармонізації господарсько-правових відносин основних та співкористувачів польових угідь; прозорого контрольованого виготовлення і реалізації дозволів на спеціальне використання неліцензійних видів дичини і т.д. У зв'язку з цим, викладені у даному розділі результати теоретико-практичних

досліджень політико-правових аспектів організації охорони, відтворення і експлуатації вітчизняних мисливських ресурсів загалом свідчать про їхню недосконалість, що наразі унеможлиблює успішний розвиток вітчизняного мисливського господарства та вимагає від профільних органів державної влади інтенсивного і своєчасного нормотворчого реагування на виклики сьогодення у базових законах та регуляторних нормативних актах, які забезпечують функціонування галузі.

## § 4

### Узагальнення результатів досліджень

*Заяць сірий* (*Lepus europaeus* Pallas, 1778), як єдиний серед мисливської теріофауни господарськокорисний і водночас фоновий вид місцевих агроландшафтів, біоіндикатор їхнього екологічного стану та бюджетформуєчий для галузі об'єкт полювання, підлягав поглибленим науковим дослідженням. Аналіз динаміки щільності зайця сірого у розрізі природно-сільськогосподарських провінцій засвідчив відсутність чітких закономірностей між ними. Основними їх спільностями можна вважати загальну тенденцію до динамічного скорочення чисельності тварин за флюктуєчим і стабільно-флюктуєчим типами та виявлення 2007 року певною мірою «депресивним» для всіх регіональних угруповань цього виду.

Упродовж останніх 15-ти років щільність зайця сірого не досягала свого оптимуму у Західній (ЛС-1) та Правобережній (ЛС-2) лісостепових природно-сільськогосподарських провінціях. Так, у ЛС-1 та ЛС-2 вона була нижчою за оптимальну відповідно на 16,7 та 35,5%, тоді як у Лівобережній (ЛС-3) – вищою на 8,2%, що теж викликає сумніви. Як результат, нині у Лісостепу України чисельність тварин становить лише 85,3% від оптимальної.

Із досліджуваних чинників навколишнього природного середовища 51,9% були лімітуючими та 48,1% – стимулюючими чисельність зайця сірого, з яких відповідно 22,2 та 40,7% належали до підгрупи «сільськогосподарські». Серед них площі під посівами кукурудзи на зерно ( $r = -0,341 \dots -0,836$ ;  $E = -0,03 \dots -0,19$ ;  $p < 0,1$ ), соняшника ( $r = -0,136 \dots -0,880$ ;  $p < 0,05$ ) і сої ( $r = -0,546 \dots -0,894$ ;  $E = -0,07$ ;  $p < 0,1-0,05$ ), норми внесення мінеральних добрив ( $r = -0,603 \dots -0,815$ ;  $p < 0,1-0,05$ ) та пестицидів ( $r = -0,699 \dots -0,951$ ;  $E = -0,13 \dots -0,58$ ;  $p < 0,01$ ) у досліджуваних діапазонах були особливо вираженими чинниками, що лімітують чисельність виду, спільними для всіх природно-сільськогосподарських провінцій сучасного Лісостепу України.

Аналіз графіка чисельності *куріпки сірої* (*Perdix perdix* Linnaeus, 1758) у ЛС-1 упродовж останніх 15-ти років засвідчив її перехідний стабільно-флюктуєчий тип із тенденцією до динамічного зростання починаючи з 2008 р. Натомість, графіки

щільності птахів у ЛС-2 та ЛС-3 характеризують місцеві ценопопуляції виду як такі, що з різною інтенсивністю набувають ознак депресивного стану. Слід наголосити, що подібно до впливу на місцеві угруповання зайця сірого, 2007-й рік виявився виражено критичним для всіх лісостепових ценопопуляцій куріпок. Останнє можна пояснити модифікаційним впливом порівняно низьких температур повітря впродовж січня та грудня 2006 р. Так, у Західній провінції за вказані періоди вона становила  $-7,2^{\circ}\text{C}$  і була на  $2,5^{\circ}\text{C}$  нижчою за середні показники зазначених місяців упродовж трьох попередніх років та на  $5,9^{\circ}\text{C}$  – упродовж трьох наступних. Для ЛС-2 і ЛС-3 ці значення становили  $-7,5$ ;  $-2,9$ ;  $-5,8$  та  $-8,5$ ;  $-4,3$ ;  $-5,7^{\circ}\text{C}$  відповідно.

Упродовж останніх років у жодній з досліджуваних природно-сільськогосподарських провінцій Лісостепу України щільність куріпки сірої не досягала обґрунтованого максимуму. Зокрема, у Західній та Правобережній провінціях вона була нижчою за оптимальну відповідно на 80,2 та 86,0%, тоді як в Лівобережній – лише удвічі (46,9%). Отже, у регіоні досліджень чисельність куріпки сірої нині становить менше третини (28,9%) від оптимальної, розрахованої згідно з чинною нормативно-правовою базою.

Встановлено стійкі обернені зв'язки різного ступеня між щільністю автошляхів та сірих куріпок у мисливських угіддях усіх трьох досліджуваних провінцій ( $r = -0,225 \dots -0,791$ ;  $E = -13,93 \dots -221,90$ ;  $p < 0,05$ ), що, на наше переконання, насамперед свідчить про незадовільний поточний рівень сезонних біотехнічних заходів для цього виду. Перелік агрофакторів, що лімітують чисельність птахів, майже відповідав комплексу лімітуючих чисельність зайця сірого чинників і зростав зі збільшенням рівня господарського освоєння відкритих ландшафтів регіону досліджень та був значно ширшим у ЛС-2 та ЛС-3. Зокрема, посівні площі загалом і площі під зерновими, у т. ч. кукурудзою на зерно, соняшником та соєю, площі і норми внесення мінеральних добрив та пестицидів мали обернено кореляційні зв'язки з чисельністю виду, тоді як у найменш розораній ЛС-1 подібних тенденцій не виявлено.

Упродовж досліджуваного періоду максимальна щільність акліматизанта *фазана звичайного* (*Phasianus colchicus* Linnaeus,

1758) спостерігалася на початку 2000-х рр. у ЛС-2 – 0,70 ос./тис. га.

На відміну від Правобережної провінції, де чітко прослідковувалася здатність місцевого угруповання до самовідновлення, кількісний стан ценопопуляції фазанів у Лівобережній – цілковито залежав від інтродукції в угіддя штучно вирощених птахів, темпи якої в деякі роки варіювали від 11,8 (2004 р.) до 446,0% (2014 р.) від поголів'я популяції місцевих угідь. Це, наразі, не дає оптимістичних прогнозів до самостійного існування у регіоні виду за поточної його щільності, мінімальні та максимальні значення якої становили 36,0 та 84,5% від відповідних лімітів щільності птахів у ЛС-2. Переконливим доказом вищевикладеного є майже повна відсутність статистично значущих кореляційних зв'язків між чисельністю фазанів та екологічними чинниками довкілля у Лівобережній природно-сільськогосподарській провінції.

Попри загальноприйняту фахову думку ХХ ст. про невідповідність критичних зимових метеорологічних умов Лісостепу України для існування виду, що зокрема наклало негативний відбиток на формування галузевої нормативної бази, у досліджуваних провінціях показники чисельності угруповань фазана звичайного впродовж ХХІ ст. не перебували у тісних кореляційних зв'язках з ключовими кліматичними чинниками. Слід зауважити, що за період досліджень жоден з лімітуючих екологічних чинників не відносився також до підгрупи «сільськогосподарські».

Як і фазана звичайного, *єнотоподібного собаки* або єнота уссурійського (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834) не зареєстровано користувачами угідь у Західному Лісостепу України (ЛС-1). Спільною особливістю динаміки щільності цього виду можна вважати істотну варіацію їх показників на 15-річному відрізку часу – 46,6 та 63,4% від максимальної, у ЛС-3 і ЛС-2 відповідно. Попри доволі незначну чисельність єнотоподібного собаки у правобережних областях Лісостепу України ( $0,02 \pm 0,002$  ос./тис. га), з тенденцією до подальшого скорочення, кількість тварин на Лівобережжі регіону досліджень з початком ХХІ ст. і досі зазнає динамічного зростання ( $0,63 \pm 0,02$  ос./тис. га). Останнє варто розцінювати як небажану тенденцію, зважаючи на визнану шкідливість виду і ратифіковані Україною

(1996 р.) міжнародні зобов'язання щодо його цілковитої елімінації на Європейському континенті (Рекомендація № 77 постійного комітету Бернської конвенції «Про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі»).

На всій території сучасного Лісостепу жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого модифікаційного впливу на чисельність єнотоподібного собаки, що цілком пояснюється бореальним походженням цього виду-акліматизанта. Поряд із тим, витрати на штучне розведення дичини були єдиним, спільним для обох природно-сільськогосподарських провінцій маркерним показником, який вірогідно сприяв збільшенню чисельності його угруповань. На відміну від ЛС-2, у ЛС-3 щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях ( $r = 0,937$ ;  $E = 0,39$ ;  $p < 0,05$ ) та чисельність фазанів ( $r = 0,773$ ) і деяких (*Fulica atra*) водоплавних пастушкових ( $r = 0,894$ ;  $p < 0,05$ ) були у прямих, від середнього до дуже сильного ступенів, зв'язках з чисельністю виду. Це свідчить про його плуральність в освоєнні різних типів угідь, що вочевидь пояснюється більшою (у 31,5 раза) щільністю виду в Лівобережній провінції порівняно з Правобережною, а відтак, вимушеним розширенням переліку кормових стацій на фоні загострення внутрішньовидової трофічної конкуренції у пріоритетних біотопах.

Аналіз динаміки чисельності *лисиці звичайної* (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) у природно-сільськогосподарських провінціях лісостепової зони засвідчив відсутність стійких закономірностей між ними. Спільною особливістю графіків щільності тварин можна вважати значну варіацію їхніх показників – 39,2–59,1% на відносно короткому, 15-річному відрізку часу. Із заходу на схід лісостепової зони поточні тенденції у чисельній кон'юнктурі місцевих ценопопуляцій розподілялися таким чином: ЛС-1 – динамічний спад; ЛС-2 – флюктуюча стабілізація; ЛС-3 – помірне зростання.

Упродовж досліджуваних років максимальна щільність виду спостерігалася на початку століття у Західній провінції (5,2 ос./тис. га). Ліміти щільності лисиці у Правобережній та Лівобережній провінціях становили відповідно 1,6–2,7 та 0,5–1,2 ос./тис. га. Отже, в ХХІ ст. у жодній із досліджуваних зон щільність лисиці звичайної не досягала епізоотично обґрунтованого порога. Так, у Західній та Правобережній

провінціях вона була вищою за допустиму на 200 та 110% відповідно, тоді як у Лівобережній – на 10%.

На всій території регіону жоден з кліматичних чинників не мав статистично значущого модифікаційного впливу на чисельність лисиці звичайної. Поряд із тим, щільність колоній мишоподібних гризунів на орних землях ( $r = 0,818-0,931$ ;  $E = 0,02-0,46$ ;  $p < 0,1-0,01$ ) була єдиним визначальним та спільним для всіх провінцій екологічним чинником, регулюючим чисельність виду.

Отже, нині у агроландшафтах Лісостепу України відбувається динамічне зниження чисельності господарськокорисних видів аборигенної мисливської фауни – зайця сірого і куріпки сірої, тоді як показники чисельності хижаків родини собачих (*Canidae*) істотно перевищують чинні нормативні вимоги та рекомендації. Поточні параметри аграрного виробництва залишаються тут ключовим джерелом екологічних чинників, які домінують за частотою участі та силою впливу в регуляції життєдіяльності фонових автохтонних видів.

Основоположними еколого-господарськими інструментами нормування прямого антропогенного тиску на мисливську фауну слід визнати методичні підходи до оціночної класифікації (бонітування) угідь, за результатами яких в Україні визначаються показники оптимальної та експлуатаційної щільностей дичини. Проте проведеними дослідженнями встановлено, що нормативно визначені підходи до мисливськогосподарської класифікації агроландшафтів держави за категоріями цінності нині базуються на оцінці винятково середовищеутворювальних властивостей природних та антропогенно змінених екосистем. Це опосередковано характеризує захисні якості польових угідь, тоді як кормові – взагалі залишає поза класифікацією, що, по своїй суті, суперечить загальноприйнятим екологічним постулатам ведення галузі.

Моніторинговими дослідженнями виявлено, що у центральних областях сучасного Лісостепу України усереднені дані сукупності площ орних земель зимуючих під зябом становлять 69,8%, а розподіл посівів озимих злакових є доволі нерівномірним і варіює від 13,4% у провінційних районах до 27,5% – у районах-супутниках мегаполісів. Така низька периферійна концентрація та мозаїчність посівів зимуючих



трофічноцінних культур не лише не задовольняє харчових потреб господарськокорисних диких тварин, зважаючи на екологічні закони їх територіального розподілу, а й зумовлює посилення хижацького та браконьєрського пресу на ценопопуляції фітофагів, зокрема зайця сірого, у зв'язку з сезонно-добовою ритмікою локалізації дичини на таких обмежених ділянках.

Дослідженнями доведено, що для удосконалення чинної методики бонітування орних земель лісостепової зони України за наявними тут видами-фітофагами, зайцем сірим та куріпкою сірою, на перший план мають висуватися оціночні критерії природної і штучної мозаїчності ландшафтів на фоні просторово-часових характеристик їх укомплектованості зимуючими агрофітоценозами першої групи трофічної цінності (злакові та бобові культури) саме у невегетаційний період – як два визначальні показники якості таких угідь не залежно від пори року.

Укомплектованість польових угідь кормами рослинного походження рекомендуємо розраховувати за допомогою розробленої нами формули:

$$ПД_{KP} = n_k \times K_{\delta}, \quad (4.1)$$

де  $ПД_{KP}$  – коефіцієнт просторової доступності кормових ресурсів, який коригує середній бонітет угідь;

$n_k$  – число рівномірно розподілених контурів під посівами досліджуваної групи кормових ресурсів на 1 тис. га оцінюваних угідь, од.;

$K_{\delta}$  – коефіцієнт збільшення бонітету угідь на наявність додаткової кормової бази, сформованої посівами сільськогосподарських культур, який, згідно з чинними вимогами, становить: 0,1 – за наявності до 20 га сільськогосподарських культур на 1 тис. га угідь; 0,2 – за наявності понад 20 га сільськогосподарських культур на 1 тис. га угідь.

На практиці рівномірним прийнято вважати просторовий розподіл, при якому відносна величина дисперсії об'єктів становить число менше усередненої відстані між ними [61].

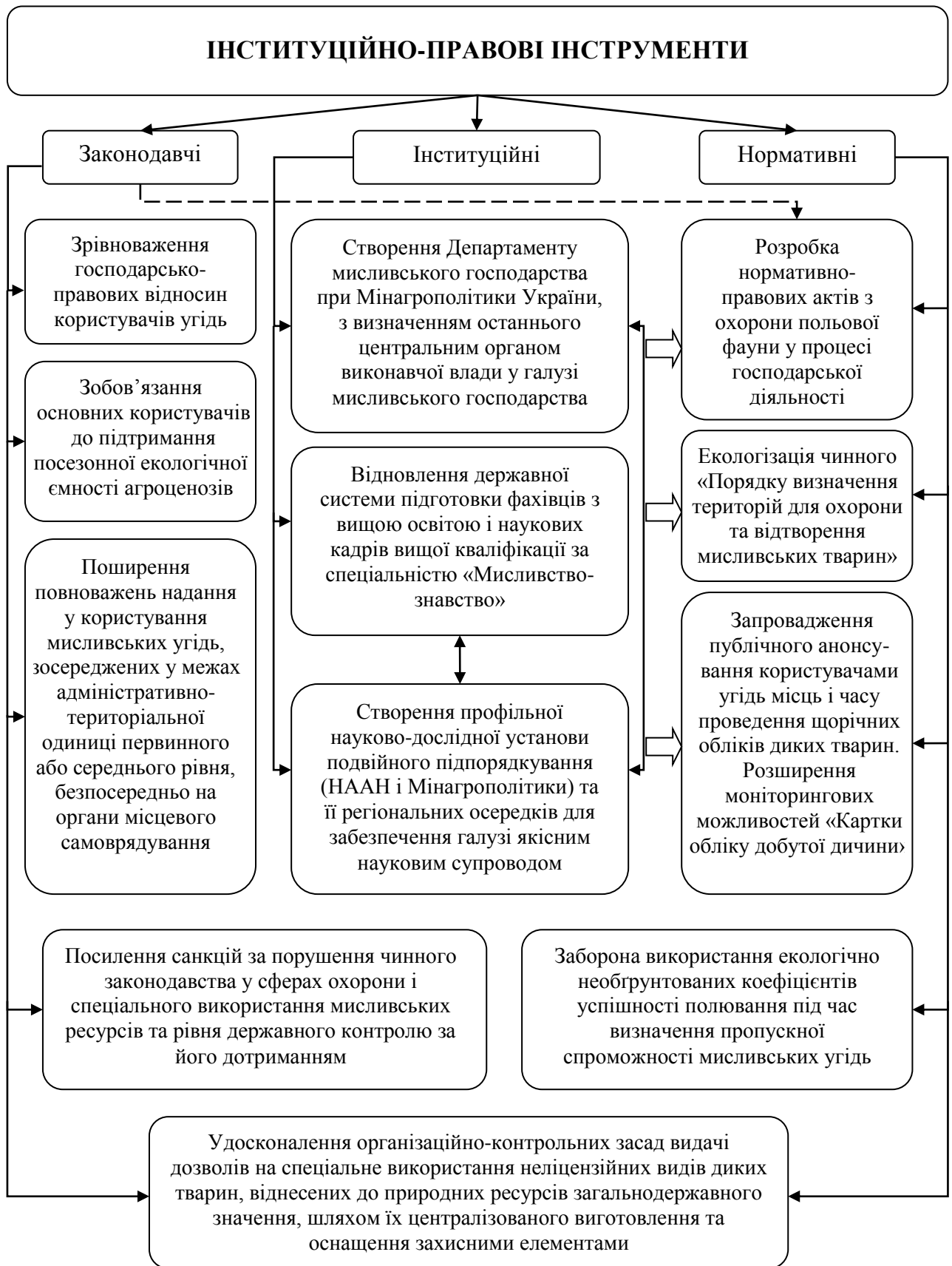
Аналіз екологічно орієнтованих господарсько-правових інструментів управління мисливством в Україні, загалом, засвідчив їхню недосконалість. Встановлено, що нормативно-правовий супровід у сферах охорони, відтворення і спеціального використання тваринного світу не забезпечує належних умов для реалізації державної політики щодо децентралізації влади; гармонізації господарсько-правових відносин сільгоспвиробників

та користувачів мисливських угідь; контрольованого виготовлення та реалізації дозволів на добування неліцензійних видів дичини тощо.

У ході теоретико-експериментальних досліджень виявлено та систематизовано фундаментальні інституційно-правові засади раціоналізації держінструментів управління мисливським господарством у вітчизняних агроландшафтах.

Інституційно-правові засади мають передбачати такі аспекти: *інституційні* – визначення Мінагрополітики України центральним органом виконавчої влади у галузі мисливського господарства, відновлення системи державної підготовки фахівців з вищою освітою і наукових кадрів вищої кваліфікації за спеціальністю «Мисливствознавство», створення вузькопрофільної державної науково-дослідної установи для забезпечення галузі якісним науковим супроводом; *законодавчі* – зрівноваження господарсько-правових відносин користувачів польових угідь, зобов'язання основних користувачів або власників земельних паїв до підтримання посезонної екологічної ємності агроценозів; *нормативні* – розробка регуляторних актів з охорони польової фауни у процесі сільськогосподарської діяльності, екологізація чинного Порядку визначення територій для охорони та відтворення мисливських тварин і т.д.

За результатами узагальнення результатів дослідження запропоновано: юридичний механізм відміни процедури отримання користувачами мисливських угідь погодження на господарювання від основного користувача; господарсько-правову модель підвищення екологічної ємності агроценозів шляхом законодавчо врегульованого відведення, в уніфікованому порядку, частини розпайованих земель під захисно-кормові ділянки поліфункціонального призначення; відповідні зміни до Закону України «Про мисливське господарство та полювання» з тим, щоб повноваження надання у користування мисливських угідь, зосереджених у межах однієї адміністративно-територіальної одиниці первинного або середнього рівнів, поширювалися безпосередньо на місцеві органи самоврядування; доповнення до Кримінального кодексу України, які передбачають настання відповідальності за організацію незаконного полювання та беззбройну участь в ньому;



**Рис. 4.1 – Структурно-функціональна модель точкового удосконалення інструментів інституційно-правового забезпечення мисливського господарської діяльності в агроландшафтах України**

заборону видачі дозволів на придбання (успадкування) невихолощеної мисливської вогнепальної зброї для нецільового використання; виготовлення та видачу відстрільних карток за принципом реалізації дозволів на спеціальне використання тварин ліцензійних видів.

### Ключові висновки

- ✓ В агроландшафтах Лісостепу України відбувається зниження чисельності господарськокорисних видів аборигенної мисливської фауни – зайця сірого та куріпки сірої, що нині становить відповідно 85,3 і 28,9% від умовно оптимальної.
- ✓ Зі збільшенням розораності територій та індустріалізації галузі рослинництва спостерігається просторовий перерозподіл зайця сірого у невегетаційний період шляхом використання тваринами природних і напівприродних біотопів у агроландшафтах та в агроселітебних стаціях – осередках підвищеного фіторізноманіття, фітоценотичної мозаїчності і екстенсивної сільськогосподарської діяльності.
- ✓ Щільність населення лисиці звичайної у Лівобережній, Правобережній і Західній природно-сільськогосподарських провінціях регіону досліджень становить 1,1; 2,1 і 3,0 ос./тис. га відповідно, що на 10, 110 і 200% перевищує епізоотично допустиму норму. Хижацький прес лисиці особливо виражений відносно угруповань зайця сірого ( $r = -0,791$ ;  $E = -0,77$ ;  $p < 0,05$ ), куріпки сірої ( $r = -0,809$ ;  $E = -0,85$ ;  $p < 0,05$ ) та фазана звичайного ( $r = -0,919$ ;  $E = -2,01$ ;  $p < 0,001$ ).
- ✓ Ключові кліматичні чинники наразі неістотно впливають на динаміку чисельності ссавців родини собачих (*Canidae*) та птахів ряду куроподібні (*Galliformes*) – куріпки сірої і фазана звичайного. Натомість угруповання зайця сірого позитивно реагували на пом'якшення зимових температур ( $r = 0,363$ – $0,960$ ;  $E = 0,52$ – $0,54$ ;  $p < 0,1$ – $0,01$ ) та зменшення кількості опадів взимку і на початку літа ( $r = -0,331$ ... $-0,981$ ;  $p < 0,01$ ).
- ✓ У Центральному і Лівобережному Лісостепу України основна частина найбільш масштабних агрогенних чинників, таких як площі та норми внесення мінеральних добрив і використання пестицидів, посіви високостеблових культур – кукурудзи та соняшнику, здійснюють особливо виражений лімітуючий

вплив на чисельність зайця сірого ( $r = -0,341 \dots -0,835$ ;  $E = -0,13 \dots -0,58$ ;  $p < 0,1$ ) і куріпки сірої ( $r = -0,313 \dots -0,897$ ;  $E = -0,64 \dots -2,34$ ;  $p < 0,05-0,01$ ). Поряд із тим зафіксовано помірні позитивні зв'язки між площами під вказаними агрокультурами та чисельністю інтродуцентів фазана звичайного ( $r = 0,508-0,728$ ;  $p < 0,05$ ) і лівобережного угруповання єнотоподібного собаки ( $r = 0,728-0,795$ ).

- ✓ Популяційні хвилі осілої мисливської фауни не відзначаються стійкими внутрішньовидовими та міжвидовими просторово-часовими закономірностями, які характерні угрупованням природних екосистем, тому будь-які прогностичні розрахунки її чисельності на тривалий час наразі є недоцільними. Разом з тим, динаміка чисельності фонових видів – куріпки сірої і зайця сірого у критично розораних центрально-східних провінціях лісостепової зони характеризувала локальні угруповання тварин як такі, що набувають ознак депресивного стану.
- ✓ У невегетаційні періоди частка орних земель лісостепової зони, що перебувала під зябом, становила 62,5–73,9%, під післяжнивними залишками – 10,0–11,3%, переважно високостеблових культур соняшнику та кукурудзи (97,0%), і лише 13,4–27,5% – під трофічноцінними для фітофагів озимими злаками та багаторічними бобовими травами. Загалом, це характеризує місцеві агроценози як дефіцитні на високобонітетні кормові та гніздопридатні стації для господарськокорисної фауни у критичні сезони року і потребує подальшого наукового опрацювання та правового врегулювання на державному рівні.
- ✓ Під час мисливськогосподарського бонітування орних земель регіону досліджень необхідно надавати перевагу оціночним критеріям природної і штучної мозаїчності ландшафтів сумісно з просторово-часовими характеристиками їх укомплектованості посівами трофічноцінних озимих та багаторічних сільськогосподарських культур.
- ✓ Екологізація та узгодження між співкористувачами польових угідь, термінів, обсягів, способів і засобів виконання сільськогосподарських робіт, ситуаційне визначення лімітів суцільних площ під високостебловими культурами та їх топографічне розташування за дрібноконтурним типом,

збільшення мозаїчності гніздопридатних стацій для куроподібних, нормування мисливського пресу на агроселітебні ландшафти і території зі стабільними посівами зимуючих трофічноцінних агрофітоценозів, планування взаєморозміщення останніх за рівномірним або рівномірно-агрегованим типами, впровадження селективного керування традиційними способами добування тварин є фундаментальними еколого-господарськими засадами відновлення мисливських ресурсів у агроландшафтах Лісостепу України.

**Наступним завданням для наукової спільноти України, й автора зокрема, має стати розробка, на основі розкритої в цій монографії проблематики, сучасних еколого-господарських заходів по відновленню різноманіття та чисельності мисливських ресурсів вітчизняних агроландшафтів!**

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

♂ – самець (чоловіча стать)

♀ – самка (жіноча стать)

🌐 – отримано з глобальної мережі Internet (в т.ч. фото обкладинки)

$b_i$  – коефіцієнт регресії

$E_i$  – коефіцієнт еластичності

MSA – Індекс узагальненого видового різноманіття

$R^2_{adj}$  – нормований коефіцієнт детермінації

ВРХ – велика рогата худоба

гол. (ос.) – особин тварин

ДАЛРУ – Державне агентство лісових ресурсів України  
(Держлісагентство)

ДССУ – Державна служба статистики України

ЗКД – захисно-кормова ділянка

ЗУ – Закон України

ЛС-1 – Лісостепова західна природно-сільськогосподарська  
провінція

ЛС-2 – Лісостепова правобережна природно-  
сільськогосподарська провінція

ЛС-3 – Лісостепова лівобережна природно-сільськогосподарська  
провінція

МГ – мисливське господарство (як суб'єкт господарської  
діяльності)

Мінагрополітики (МінАПК) – Міністерство аграрної політики та  
продовольства

Мінприроди (Мінекології) – Міністерство екології та природних  
ресурсів

МУ – мисливські угіддя

НПА – нормативно-правовий акт

ОУЛМГ – обласне управління лісового і мисливського  
господарства

УТМР – Українське товариство мисливців та рибалок

*Агроландшафти* – природно-господарські територіальні  
системи сільськогосподарського призначення на локальному  
(топографічному) рівні [169].

*Агроселітебний ландшафт* – включає індивідуальні забудови населення у сукупності з присадибними та суміжними ділянками сільськогосподарського призначення, переважно для вирощування продукції рослинництва [узагальнено автором за: 74, 169, 364].

*Біотехнічні заходи* – комплекс різноманітних господарських робіт, спрямованих на поліпшення умов існування та збільшення чисельності мисливської фауни [295].

*Біотоп* – ділянка з відносно однотипними умовами існування, яка населяється історично утвореною сукупністю видів рослин і тварин [304].

*Клас бонітету мисливських угідь* – показник якості окремих ділянок мисливських угідь, який визначає узагальнену цінність та придатність їх кормових, захисних властивостей, інших факторів середовища для існування певного виду мисливської фауни [295].

*Користувачі мисливських (співкористувачі сільськогосподарських) угідь* – спеціалізовані мисливські господарства, інші підприємства, установи та організації, в яких створені спеціалізовані підрозділи для ведення мисливського господарства з наданням в їх користування мисливських угідь (у межах територій спільного господарювання з основними користувачами) [311].

*Ліміт використання мисливських тварин* – дозволений обсяг вилучення (добування шляхом відстрілу або відлову) мисливських тварин певного виду, які перебувають у стані природної волі або утримуються в напіввільних умовах у межах мисливських угідь [295].

*Мисливство* – вид спеціального використання тваринного світу шляхом добування мисливських тварин, що перебувають у стані природної волі або утримуються в напіввільних умовах у межах мисливських угідь [311].

*Мисливські ресурси* – сукупність диких тварин, які можуть бути об'єктами полювання, перебувають у стані природної волі або утримуються у напіввільних умовах чи в неволі, у межах мисливських угідь [узагальнено автором за: 22, 24, 50, 90-93, 221, 311, 437].

*Мисливські тварини* – дикі звірі та птахи, що можуть бути об'єктами полювання [311].



*Мисливські угіддя* – ділянки суші та водного простору, на яких перебувають мисливські тварини і які можуть бути використані для ведення мисливського господарства [311].

*Норма відстрілу* – установлена кількість мисливських тварин, дозволена для добування одним мисливцем за визначений строк полювання [295].

*Оптимальна ємність мисливських угідь* – загальна кількість усіх видів диких мисливських тварин у мисливському господарстві, утримання якої дає змогу найбільш раціонально використовувати кормові та інші властивості мисливських угідь на певній території [295].

*Оптимальна щільність мисливських тварин* – оптимальна чисельність мисливських тварин, яка розрахована на 1000 га мисливських угідь [295].

*Основні користувачі (землевласники, сільгоспвиробники)* – підприємства, установи, організації та громадяни які здійснюють сільськогосподарську діяльність, на правах власників або користувачів землі, в місцях перебування об'єктів тваринного світу у стані природної волі [318].

*Стація* – мисливські угіддя (або їх окремі ділянки), які придатні для перебування і відтворення певного виду мисливських тварин [295].

*Тип (підтип) мисливських угідь* – ділянки рослинності з рівноцінними умовами для мисливських тварин, переважно кормовими і захисними [295].

*Ценопопуляція (ценотична, локальна популяція)* – сукупність особин одного виду, що займає певну територію, знаходиться в межах одного й того самого синтаксону, формується під впливами однорідних екологічних умов і однаково на них реагує [61, 414].

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абеленцев В.И., Архипчук В.А., Шевченко Л.С. Гибель дичи в сельскохозяйственных угодьях и проблемы её охраны. Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.-производ. конфер. Киев, 1973. С. 25–28.
2. Абеленцев В.И., Архипчук В.А., Шевченко Л.С. Сельское хозяйство и дичь. Охота и охотничье хозяйство. 1972. № 9. С. 12–13.
3. Абеленцев В.И., Архипчук В.А., Шевченко Л.С. Сельское хозяйство и дичь. Охота и охотничье хозяйство. 1972. № 10. С. 20–21.
4. Абеленцев В.И., Архипчук В.А., Шевченко Л.С. Сельское хозяйство и дичь. Охота и охотничье хозяйство. 1972. № 11. С. 18–19.
5. Аксенов В.Д., Свиридов В.М., Винокурова И.А. Пути снижения степени отрицательного воздействия тракторной и другой мобильной сельскохозяйственной техники на окружающую среду. Москва, 1984. сер. 1, вып. 5. 57 с.
6. Алеева Л.В., Галака Б.А., Федоренко А.П., Шевченко Л.С. О влиянии ядохимикатов на размножение зайца-русака (*Lepus euroaeus* Pallas). Вестн. зоол. 1972. № 2. С. 58–60.
7. Аналіз законодавчої бази і практики ведення мисливського господарства деяких країн Європейського Союзу: звіт про НДР (проміжний); кер. М.О. Мироненко. Київ, 2015. 104 с.
8. Антоненко Н.В. Динаміка популяцій мікромамалій та хижацтво лисиці у Дніпровсько-Орільському заповіднику. Екосистеми Криму, їх оптимізація і охорона. Симферополь, 2009. Вып. 20. С. 67–73.
9. Аристов А.А. Башенина Н.В. Европейская рыжая полевка. Москва, 1981. 352 с.
10. Архипчук В.А. Особенности постнатального роста зайца-русака (*Lepus euroaeus* Pallas, 1778). Морфологические особенности позвоночных животных Украины: сб. науч. тр. Київ: Наук. думка, 1983. С. 5–11.
11. Архипчук, В.А. Опровергая предположения. Охотник и рыболлов Украины. Киев, 1986. С. 79–83.
12. Бабміндра Д. І., Чкан Т. В. Організаційно-економічні та екологічні аспекти аграрного землекористування. Землеустрій і кадастр. 2013. № 1. С. 7–9.
13. Багаторічні зміни чисельності і обсягів добування лисиці в Україні. Образовательная публичная библиотека. URL: <http://po-teme.com.ua/okhotovedenie/stati-po-okhotovedeniyu/539-bagatorichni-zmini-chiselnosti-i-obsyagiv-dobuvannya-lisici-v-ukrajini.html> (дата звернення 15.11.2015 р).
14. Бакеев Ю.Н. Прогноз численности и заготовок пушных, зверей на Северном Кавказе в сезоне 1987–88 г.г. Отчет Северо-Кавказского отделения ВНИИОЗ. Краснодар, 1987. №101. 14 с.

15. Баник М.В., Скоробогатов Е.В., Атемасов А.А. Особенности биотопического распределения обыкновенной лисицы (*Vulpes Vulpes* L) в Украине. Чтения памяти А. П. Крапивного: матер.междун. науч.конф, посвященной 80-летию со дня рождения проф. А.П. Крапивного (Харьков, 4–5 декаб. 2009). Харьков, 2009. С. 118–130.
16. Барановський В.А. Україна. Еколого–географічний атлас: моногр. Київ, 2006. 220 с.
17. Башенко М.І., Гончар О.Ф., Білушенко А.А. Мисливські види ссавців в агроценозах Центрального Придніпров'я. Агроекол. журн. 2013. № 1. С. 65–70.
18. Белова О.П. Размножение и особенности половой структуры зайца-русака в неволе. Разведение ценных и редких видов животных. Сб. науч. трудов ЦНИИ Главохоты РСФСР. Москва, 1987. С. 157–166.
19. Бойко Н.Я. Экология хищных зверей Среднего Приднепровья, их хозяйственное значение и практическое использование: автореф. канд. биол. наук. Львов, 1971. 21 с.
20. Бондар Л.О. Правове регулювання охорони довкілля в сільському господарстві. Аграрне право України. Київ, 2004. С. 413–437.
21. Бондаренко А.Г. Социологическое исследование: методика опроса: учеб. Волгоград, 2006. 64с.
22. Бондаренко В.Д. Біотехнія Ч. 1: навч. посібник. Львів, 1998. 260 с.
23. Бондаренко В.Д. Біотехнія Ч. 2: навч. посібник. Львів, 2002. 348 с.
24. Бондаренко В.Д. Охотничьи ресурсы Украины: современные состояние. Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства. 2007. Вып. № 1. С. 56–57.
25. Бондаренко В.Д., Дейнека А.М., Бурмас В.Р. Мисливського господарського законодавство України: посіб. Львов, 2005. 336 с.
26. Бондаренко В.Д., Делеган І.В., Михайлюченко М.Т., Соловій І.П. Охрана фауны в агроландшафтах. Львів: Львів. лісот. ін-т., 1990. 81 с.
27. Бондаренко В.Д., Делеган І.В., Татаринів К.А. та ін. Мисливствознавство: навч. посіб. Київ, 1993. 200 с.
28. Браконьєри «сплутали» зайця з козулею. Єгері протерли їм очі. URL: [https://www.volynnews.com/news/volyn/brakonyery\\_splutaly\\_zaytsya\\_z\\_kozuleyu\\_ieheri\\_proterly\\_yim\\_ochi](https://www.volynnews.com/news/volyn/brakonyery_splutaly_zaytsya_z_kozuleyu_ieheri_proterly_yim_ochi) (дата звернення 29.04.2016 р).
29. Браконьєри під Тивровом застрелили вісім зайців. URL: [http://gazeta.ua/articles/vinnitsa-newspaper/\\_brakonyeri-pid-tivrovom-zastrelili-visim-zajciv/205832](http://gazeta.ua/articles/vinnitsa-newspaper/_brakonyeri-pid-tivrovom-zastrelili-visim-zajciv/205832) (дата звернення 28.04.2016 р).
30. Браконьєрів у Чернівецькій області більше, ніж зайців. URL: <https://pogliad.ua/news/chernivtsi/brakoneriv-u-cherniveckiy-oblasti-bilshe-nizh-zauciv-208938> (дата звернення 28.04.2016 р).
31. Браконьєрство під прикриттям папірця. URL: <http://www.hunt-fish.com.ua/article.htm?ident=964eba45ae23daa> (дата звернення 28.04.2016 р).

32. Браконьєрство стане кримінальним злочином. URL: <http://upravles.gov.ua/press/novini-derzhlisagentstva/1472109958> (дата звернення 11. 12. 2016 р).
33. Браконьєрство. Скупники, цеховики, ресторатори та інші. URL: <http://www.lesovod.org.ua/node/26941> (дата звернення 28.04.2016 р).
34. В Україні продовжає падати поголов'є коров і свиней. URL: <http://www.ukragroconsult.com/news/v-ukraine-prodolzhaet-padat-pogolove-korov-i-svinei> (дата звернення 13.07.2016 р).
35. Вайсфельд М.А. Красная лисица. Песец. Лисица. Енотовидная собака. Промысловые животные СССР и среда их обитания. Москва, 1985. С. 73–115.
36. Васенкова Е.И. Социально–экономическая статистика: учеб.–метод. комп. Минск, 2012. 152 с.
37. Великий тлумачний словник сучасної української мови (з дод. і допов); за ред. Бусел В.Т. Київ, 2005. 1728 с.
38. Верещагин Н.К. Условия жизни и экологические группировки животных Кавказского перешейка. В 5 т. Животный мир СССР. Горные области европейской части СССР. Москва–Ленинград: Изд. АН СССР 1958. С. 506–515.
39. Ветеринарне акушерство, гінекологія та біотехнологія відтворення тварин з основами андрології: підруч.; за ред. В.А. Яблонського, С.П. Хомина. Вінниця, 2006. 592 с.
40. Відстрілялися... URL: <http://www.lesovod.org.ua/node/12906> (дата звернення 28.04.2016 р).
41. Владимирова Э.Д. Адаптация лисицы обыкновенной (*Vulpes vulpes* L) к обитанию в антропогенных условиях (на примере окрестностей г. Самары): дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Ин–т экологии Волж. бас. РАН. Тольятти, 2004. 202 с.
42. Власюк В.П. Просторова динаміка чисельності зайця русака (*Lepus europaeus* Pall) у мисливських угіддях лісових та лісомисливських господарств житомирської області. Вісник ДАУ. 2007. № 2. С 238–242.
43. Власюк В.П. Заєць–русак як елемент лісового ландшафту і стан його вивчення на Українському Поліссі. Стан і перспективи природного та штучного поновлення лісів. Матеріали Всеукр. наук.–практ. конф. студентів та аспірантів вищ. навч. закладів. Харків, 2005. С.19–21.
44. Власюк В.П. Просторово–типологічна організація населення зайця сірого (*Lepus europaeus* Pall) в умовах Житомирщини та вплив факторів середовища на її формування: дис. ... канд. с.г. наук: 06.03.03 – лісознавство і лісівництво / Житомирський національний агроєкологічний університет. Житомир, 2012.
45. Воїнственський М.А., Кістяківський О.Б. Визначник птахів УРСР. 2–ге вид. Київ: Рад. шк., 1962. 371 с.

46. Волох А.М. Агрорландшафти України як мисливські угіддя. Збірник наукових статей “III–го Всеукраїнського з’їзду екологів з міжнародною участю”. Вінниця, 2011. Том.1. С.301–305. URL: <http://eco.com.ua/>.
47. Волох А.М. Великісавці Південної України в ХХ ст. (динаміка ареалів, чисельності, охорона та управління). : автореф. дис. ... д–ра біол. наук. Київ, 2004. 32 с.
48. Волох А.М. Великісавці Південної України в ХХ сторіччі (динаміка ареалів, чисельності, охорона та управління) : дис. ... д–ра б. наук.03.00.08 / Таврійська державна агротехнічна академія. Київ, 2004. 411 с.
49. Волох А.М. Возможные подходы к управлению ресурсами охотничьих зверей на Украине. Вестник охотоведения. 2007. Т. 4. № 3. С. 266–277.
50. Волох А.М. Проблеми управління ресурсами мисливських тварин в Україні. Збірник матеріалів II–го Всеукраїн. з’їзду екологів з міжнародною участю. Вінниця, 2009. С. 196–198.
51. Волох А.М. Особенности динамики численности зайца–русака на территории УССР. Изучение териофауны Украины, её рациональное использование и охрана. К.: Наук. думка, 1988. С. 19–34.
52. Волох А.М., Архипчук В.А., Гулай В.И., Евтушевский Н.Н., Шевченко Л.С. Особенности динамики численности зайца–русака на территории УССР. Изучен. териофауны Украины, её рац. использ. и охрана: Сбор. науч. тр. Київ: Наук. думка. 1988. С. 19–34.
53. Волох А.М., Роженко Н.В. Биотопическое распределение енотовидной собаки в степной зоне Украины. Актуал. питан. збереж. і віднов. степ. екосистем на півдні України: Матер. міжнар. наук. конфер. до 100–річчя зап–ка «Асканія–Нова». 1998. С. 252–254.
54. Волох А.М., Роженко Н.В. Убежища и биотопическое распределение енотовидной собаки (*Nyctereutes procyonoides* Matsch) в южных районах Украины. Зоол. журнал. Москва, 2004. № 5. С. 635–638.
55. Волох А.М., Роженко Н.В. Экстерьерные особенности енотовидной собаки из Причерноморья. Материалы по изучению животного мира: Тр. зоомузея Одесского гос. ун–та. Одесса, 2002. Т. 4. С. 116–121.
56. Волох А.М. Охотничьи звери Степной Украины : моногр. Херсон, 2016. 572 с.
57. Всеукраїнська Рада УТМР. URL:[http://uoor.com.ua/ukr/about\\_organization/ukraine\\_wide#content](http://uoor.com.ua/ukr/about_organization/ukraine_wide#content) (дата звернення 14.07.2016 р).
58. Гаврильців М.Т. Державна природоохоронна політика України в умовах глобалізації. Право і суспільство. 2014. № 6.1(2). С. 129–133.
59. Гаврись Г.Г. Приватизація землі та змінюваність фауністичних комплексів хребетних тварин агроценозів. Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, індикатори. Книга 2. Київ, 2005. с. 140–164.

60. Гайдук В.Е. Динамика численности зайцев в Белоруссии и факторы её обуславливающие. Численность животных и её прогнозирование: тез. докл. всесоюз. науч. совещ. Киров, 1976. С. 73–75.
61. Гайченко В.А., Царик Й.В. Екологія тварин: навч. посіб. Херсон, 2012. 231 с.
62. Гасанова С.М. Избирательность питания некоторых видов растительноядных млекопитающих. Тез. докл. 6 съезда териолог. о-ва Российской АН. Москва, 1999. С. 56.
63. Геллер М.Х. Биология уссурийского енота, акклиматизированного на Северо-западе Европейской части СССР. Тр. НИИ с/х Крайнего севера, 1959. 73 с.
64. Генсірук С.А. Ліси України. Київ: Наукова думка, 1992. 408 с.
65. Гептнер В. Г., Морозова-Турова Л.Г., Цалкин В.И. Вредные и полезные звери районов полезащитных насаждений. Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1950. 451 с.
66. Гептнер В.Г. Каковы же пути обогащения фауны? Охота и охотничье хозяйство. 1963. №2. С.21–26.
67. Герасимов Ю. А. Лисица. Охота на пушных (биологические основы промысла). Москва, 1977. С. 3–62.
68. Гетьман А.П., Шульга М.В. Екологічне право України: Підруч. Київ, 2005. 380 с.
69. Гладков Н.А. Жизнь Животных: Млекопитающие или звери. Т.2. Москва: «Просвещение», 1971. С. 694.
70. Гладков Н.А., Каташев Н.Н., Кириков С.В. и др. Птицы Советского Союза. Отряд куриные. Москва: Сов.наука, 1952. С. 199–226.
71. Глушков В.М., Граков Н.Н., Козловский И.С., Колесников В.В., Машкин В.И., Пиминов В.Н., Сафронов В.Г., Сеницын А.А., Шилиева Л.М. Управление популяциями охотничьих животных. Киров, 1999. 212 с.
72. Говорушко С. М. Млекопитающие и птицы – сельскохозяйственные вредители: глобальная ситуация. Сельскохозяйственная биология. 2014. № 6. С. 15–25.
73. Гончар О.Ф., Гавриш О.М., Босенко К.В., Білушенко А.А. Оптимізація чисельності мисливських видів ссавців та птахів в агробіоценозах Черкаської області (Методичні рекомендації). Черкаси: ЧДСБ НААН. 2015. 32с.
74. Гончар О.Ф., Сотніченко Ю.М., Бащенко В.М. Молочне скотарство в особистих селянських господарствах: моногр. Черкаси, 2012. 286 с.
75. Горегляд Х.С. Болезни диких животных. Минск, 1971. 302с.
76. Греков В. Красная лисица – «резервуар» бешенства. Охота и охотничье хозяйство. 1999. № 11. С. 26–28.
77. Григора І.М., Шабарова С.І. Ботаніка. Київ, 2004. 476 с.

78. Громов И.М., Ербаева М.А. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны. Сан–Петербург, 1995. 522 с.
79. Груздев В.В. Колебания численности зайца–русака на юге европейской части СССР. Фауна и экология грызунов. Вып. 8. М.: Изд–во МГУ, 1967. С. 63–84.
80. Груздев В.В. Поведение зайцев. Охота и охотничье хозяйство. Москва, 1976. №12. С. 31.
81. Груздев В.В. Синантропизм зайца–русака. Синантропизация и domestикация животного населения. Москва: МГУ, 1969. С. 30–32.
82. Груздев В.В. Территориальное распределение зайца–русака на юго–востоке европейской части СССР. Бюллетень МОИП, отд. биол., 1964. Т.64, вып.6. С. 14–23.
83. Груздев В.В. Экология зайца–русака (Население вида как элемент ландшафта). Москва, 1974. 162 с.
84. Гудзь В.П., Лісовал А.П., Андрієнко В.О., Рибак М.Ф. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії. Підруч. 2–ге вид., переробл. та доповн. Київ, 2007. 408 с.
85. Гузій А.І., Власюк В.П., Захожий Ю.В. Динаміка чисельності лисиці звичайної (*Vulpes vulpes*) та її вплив на зайця–русака на Житомирщині. Наук. вісник Укр. нац. лісотехн. ун–ту. 2008. Вип. 19.8. С 44–52.
86. Гулай В. Класифікація тварин за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища. Фауна в антропогенному середовищі. Праці Теріологічної Школи. Луганськ, 2006. Вип. 8. С. 14–17.
87. Гуль І.Г. Класифікація інструментів мисливської політики України. Науковий вісник НЛТУ України. 2010. Вип. 20.5. С. 19–23.
88. Гуреев А.А. Зайцеобразные. Фауна СССР. Т 3, вып.10. Ленинград, 1964. 276 с.
89. ДСанПіН 8.8.1.2.001–98. Транспортування, зберігання та застосування пестицидів у народному господарстві. Київ, 1998. 9 с.
90. Данилюк Л. Правовий режим мисливських природних ресурсів за законодавством України. Підприємництво, господарство і право. 2016. № 12. С. 121–125.
91. Данилюк Л.Р. Мисливське господарство: поняття, особливості, завдання та функції. Актуальні проблеми вдосконалення чинного законодавства України. 2014. Вип. 34. С. 241–250.
92. Данилюк Л.Р. Мисливські природні ресурси як об'єкти екологічного права. Порівняльно–аналітичне право. 2014. № 5. С. 177–181.
93. Данилюк Л.Р. Розуміння правовідносин використання мисливських природних ресурсів та їх суб'єкти. Jurnalul juridic național: teorie și practică. 2015. № 2(1). С. 106–109.
94. Дежкин В.В. Охотничье хозяйство мира. Москва, 1983. 358 с.

95. Дежкин В.В. Управление популяциями диких копытных. Итоги науки и техники: Зоол. позвоноч. Москва, 1985. Т. 13. С. 66–138.
96. Делеган І.В. Охорона різноманіття мисливських тварин: правові аспекти. Наук. Вісник УкрДЛТУ: Охорона біорізноманіття: Теоретичні та прикладні аспекти. Львів, 2000. Вип. 10.3. С. 3439.
97. Делеган І.В., Вдовцов М.Л. Особливості ведення мисливського господарства в Подільському лісомисливському районі. Науковий вісник НЛТУ: Зб. наук.–техн. праць. Львів, 2006. Вип. 16.1. С. 80–87.
98. Державне агентство лісових ресурсів України: звіт за 2016 рік. URL:<http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/archive/docview?typeId=177276> (дата звернення 05.06.2017 р).
99. Дзизюк О. Фазан звичайний *Phasianus colchicus* L. у різних мисливських угіддях. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. Львів, 2005. Вип. 39. С. 135–140.
100. Дике полювання URL: <http://gk-press.if.ua/x1689> (дата звернення 11.12.2016 р).
101. Домніч В.І., В'язовська А.Г., Домніч А.В. та ін. Динаміка чисельності популяції лисиці в Україні. Науковий вісник Українського державного лісотехнічного університету України. 2010. Вип. 20–14. С. 22–32.
102. Домніч В.І., Делеган І.В., Вязовська А.Г., Домніч А.В., Вовченко В.Ю. Динаміка зміни чисельності лисиці та зайця в системі «хижак–жертва». Наук. Вісник Ужгород. ун–ту. Сер. Біол. 2011. Вип. 30. С. 64–81.
103. Допельмаир Г.Г., Мальчевский А.С., Новиков Г.А. и др. Биология лесных птиц и зверей. Москва, 1975. 383 с.
104. Дорого обійшла зайчатина. URL:[http://www.huntingukraine.com/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1825:dorogazaychatyna&catid=210:borotbazbrak&Itemid=145](http://www.huntingukraine.com/index.php?option=com_content&view=article&id=1825:dorogazaychatyna&catid=210:borotbazbrak&Itemid=145)(дата звернення 28.04.2016 р).
105. Дорошенко. Акліматизація енотовидного собаки в Дніпровських плавнях. Бібліотечно–інформаційний центр «Слово». URL: <http://www.bizslovo.org/content/index.php/ru/plavni/49-pryroda-nik/750-aklimatyzaciya-enotovydnoho-sobaky.html> (дата звернення 20.11.2015 р).
106. Дробот І.О., Проців О.Р. Розвиток системи державного регулювання мисливського господарства України в контексті адаптування до умов Європейського союзу. Актуальні проблеми державного управління: зб. наук. пр. Харк. регіон. ін–ту держ. упр. Харків, 2011. № 2 (40). С. 1–8.
107. Дудзинский В. Пернатая дичь. М.: Лесная пром–сть, 1979. 265 с.
108. Дунаева Т. Н. Распространение инфекционных болезней в популяциях зайцев. Докл. МОИП. Сер. Зоол. и бот.: Новое в изучении диких и домашних растений и животных. Москва, 1980. С. 5–8.
109. Енотовидная собака. URL:<http://www.zooclub.ru/wild/hish/48-2.shtml> (дата звернення 26.04.2016 р).



110. Енотовидные собаки. URL: [http://allsemiotika.ru/drevnyaya\\_rusj/enotovidnye\\_sobaki](http://allsemiotika.ru/drevnyaya_rusj/enotovidnye_sobaki) (дата звернення 02.05.2016 р).
111. Євдокименко М. Лисяча статистика. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2013. № 1. С. 5.
112. Єнот уссурійський. Вікіпедія. Вільна енциклопедія. URL: <https://uk.wikipedia.org> (дата звернення 20.04.2016 р).
113. За незаконно вбитого зайця конфіскують автомобіль? URL: <http://press-centr.com/ua/news> (дата звернення 28.04.2016 р).
114. Забловський А, Петруха С., Назукова Н. Єдина комплексна стратегія розвитку сільського господарства та сільських територій на 2015–2020 роки: оцінка дороговказів податкового реформування. Економіст. 2015. № 7. С. 6–12.
115. Загороднюк І. Адвентивна теріофауна України і значення інвазій в історичних змінах фауни та угруповань. Праці Теріологічної Школи. 2006. Вип. 8. С. 18–47.
116. Загороднюк І., Коробченко М. Поширення та динаміка епізоотій сказу в популяціях ссавців на луганщині. Вісник Львів. ун-ту. 2007. Вип. 45 (Серія біологічна). С. 127–138.
117. Засади національної екологічної політики в галузі ведення мисливського господарства. URL: <http://menr.gov.ua/protection/protection6/zberezheniya/472-myslyvstvo> (дата звернення 08.08.2016 р).
118. Звєгинцова Н.С., Думенко В.П., Вароди Э.И. Гельминты лисицы обыкновенной (*Vulpes vulpes*) из биосферного заповедника «Аскания-Нова» (Украина). Вестник зоологии. 2007. Т. 41, № 2. С. 153–157.
119. Земельні ресурси України. Київ, 1998. 150 с.
120. Злобин Б.Д. Подкормка диких животных. Москва, 1985. 144 с.
121. Искусственное разведение фазанов: методические рекомендации / под ред. О.С. Габузова. Москва, 1987. 140 с.
122. Івануса А.В., Холявка В.З. Аналіз нормативно-правового забезпечення ведення мисливського господарства в Україні. Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Вип. 22.1. С. 165–170.
123. Інструкція з обліків чисельності основних видів мисливських тварин України. Затв. Мін-вом природи України від 26.04.2008 № 32/54. Київ, 2008.
124. Інструкція з проведення вибіркового діагностичного відстрілу мисливських тварин для ветеринарно-санітарної експертизи. Затв. Коміт. лісов. господ. України від 09.10.2001 № 94. Київ, 2001.
125. Інструкція про заходи щодо боротьби зі сказом тварин. Затв. Голов. управл. ветерин. медицини від 15.03.1994 № 5. Київ, 1994.
126. Інструкція щодо заповнення форми державного статистичного спостереження N 2 – тп (мисливство) «Ведення мисливського господарства», затверджена Наказом Державного комітету статистики

- України 28.09.2005 № 290 (z1198–05). URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z1199–05> (дата звернення 15.10.2015 р).
127. Інтродуковані види. URL: <http://www.wikiwand.com/uk/> (дата звернення 21.04.2016 р).
128. Ісаєв О. Мораторію – бути, лосю – ні?! Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 3 (185). С. 2.
129. Калабухов Н.И. Спячка животных. Харьков, 1956. 268 с.
130. Камінський В.Ф. Сівозміна як основа сталого землекористування та продовольчої безпеки України. Збірник наукових праць Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН». 2015. Вип. 2. С. 3–14.
131. Карелов А.М., Драган А.В., Никольский А.А. и др. Биология промысловых животных и основы охотоведения. Учебная книга промыслового охотника. Москва, 1989. 328 с.
132. Карпенко Н.Т. Енотовидная собака как интродуцентный вид в фауне заповедника «Богдинско–Баскунчакский». Астраханский Вестник экологического образования. 2012. № 3 (21). С. 140–143.
133. Кириллов Ю. Заяц–русак на Украине. Охота и охотничье хозяйство. 1956. №10. С. 25.
134. Кистяковский А.Б. Хищники и охотничье хозяйство. Вестник зоологии. 1971. № 3. С. 3–10.
135. Кілочко В. М. Організаційно–правові та фінансово–економічні проблеми розроблення проектів землеустрою, що забезпечують еколого–економічне обґрунтування сівозміни і впорядкування угідь .Землеустрій і кадастр. 2012. №4. С. 10–14.
136. Кістяківський О.Б. Фауна України. Птахи. Т.4. Курині. Голуби. Рябки. Пастушки. Журавлі. Дрофи. Кулики. Мартини. Київ: Вид–во АН УРСР, 1957. 432 с.
137. Ключові елементи сучасної технології вирощування сої. URL: <https://agroscope.ua/kluchov%D1%96–elementi–suchasno%D1%97–tehnolog%D1%96%D1%97–virocshuvannya–so%D1%97> (дата звернення 19.12.2016 р).
138. Ковалевський Є. Браконьєрство. Штрихи до картини. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 4 (186). С. 4–5.
139. Ковальчук Г.В. Зоологія з основами екології. Суми: Університетська книга, 2003. 591с.
140. Козлов В.И. Материалы к изучению биологии енотовидной собаки в Горьковской области. Зоол. журнал. 1952. Т. 31. вып. 5. С.761–768.
141. Козлова А.З., Самарский С.Л., Вискутенко А.П., Ярмоленко Б.Н. К итогам акклиматизации енотовидной собаки на территории лесостепной Украины. Акклиматизация охотничьих животных в СССР. Минск, 1978. С.56–61.

142. Колосов А.М. Биология промыслово–охотничьих птиц СССР. Москва: Высшая школа, 1983. 311 с.
143. Колосов А.М. Охрана и обогащение фауны СССР. М. 1975. 279 с.
144. Колосов А.Н., Баккеев Н.Н. Биология зайца–русака: материалы к познанию фауны и флоры СССР. М.: ЦО МВС СССР „Кр. звезда”, 1947. 102 с.
145. Конвенція про охорону біологічного різноманіття. Затв. Законом України від 29.11.1994 № 257/94–ВР. Чинний від 07.02.1995. Київ, 1994.
146. Кононенко В.К. Ібатуллін І.І., Патрон В.С. Практикум з основ наукових досліджень у тваринництві. Київ, 2003. 133 с.
147. Концепція збереження біологічного різноманіття України. Затв. Каб. Мін. від 12.05.1997 № 439. Київ, 1997.
148. Концепція реформування лісового та мисливського господарства України: Затв. Держлісагентством від 30.03.2015 №112. Київ, 2015.
149. Кореляційний аналіз. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki> (дата звернення 17.11.2016 р).
150. Корж О.П. Використання морфометричних індексів для вивчення ростових процесів мисливського фазана. Вісник Запорізького національного університету. 2008. № 1. С. 117–123.
151. Корж О.П., Лебедева Н.І., Петриченко В.В. Використання засобів штучного дичерозведення для збереження біологічного різноманіття в умовах антропогенного перетворення ландшафтів. Вісник Запорізького національного університету: Збірник наукових статей. Біологічні науки. Запоріжжя, 2007. № 1. С. 100–106.
152. Корж О.П., Фролов Д.О. Зоокультура мисливського фазана в Україні. Вісник Запорізького національного університету. 2011. № 1. С. 53–61.
153. Корж О.П., Фролов Д.О. Зоокультура як наукова основа збереження рідкісних та зникаючих видів. Питання біоіндикації та екології. Запоріжжя, 2008. Вип. 13, № 2. С. 151–157.
154. Корн Г.А., Корн Т.М. Справочник по математике для научных работников и инженеров. Москва, 1973. 832 с.
155. Корнеев А.П. Енотовидная собака *Nyctereutes procyonoides* Grey на Украине (результаты работ по акклиматизации). Тр. зоол. музея Киев. ун–та им. Т. Г. Шевченко. 1954. С. 236–251.
156. Корнеев О. П. Визначник звірів УРСР. Видання друге. Київ: Рад. школа, 1965. 236 с.
157. Корнеев О.П. Заєць–русак на Україні. Київ: Київ. держ. ун– т., 1960. 108 с.
158. Коробченко М. Екологія природно–вогнищевих інфекцій за участю ссавців на Луганщині. Теріофауна сходу України. Луганськ, 2006. Вип. 7. С. 276–290.

159. Корреляционно–регрессионный анализ. URL:<http://mylektsii.ru/10-37815.html> (дата звернення 17.11.2016 р).
160. Корреляция. URL:<https://ru.wikipedia.org/wiki> (дата звернення 17.11.2016 р).
161. Корытин С.А. Поведение и обоняние хищных зверей. Москва, 1979. 224 с.
162. Корытин С.А., Сизонов О.В. Индивидуальный участок енотовидной собаки Приазовья. IV съезд Всесоюзного териологического общества АН СССР. Москва, 1986. Т.1. С.250–252.
163. Костенко В.І. Практикум із скотарства і технології виробництва молока та яловичини. Київ, 1996. 256 с.
164. Костюшин Є.В., Костюшин В.А. Розвиток збалансованого сільського господарства та основні шляхи збереження біорізноманіття в агроландшафтах. Екологічні науки: Наук.–практ. журнал (ДЕА). 2012. №1. С. 136–144.
165. Коэффициент эластичности как характеристика силы связи фактора с результатом. URL:<http://math.semestr.ru/corel/elasticity.php> (дата звернення 17.11.2016 р).
166. Коэффициенты регрессии. URL:<http://bibliotekar.ru/upravlencheskiy-uchet-2-2/4.htm> (дата звернення 17.11.2016 р).
167. Крайнев Е.Д. Охотничьи животные Украины, пути их охраны и рационального использования :автореф.дис. ... канд. биол. наук. Київ, 1971. 41с.
168. Краснолуцький О.В., Тихенко Р.В. Складання проектів землеустрою, що забезпечують еколого–економічно обґрунтовані сівозміни та впорядкування угідь. Землевпорядний вісник. 2010. № 4. С. 14–17.
169. Кривов В. М. Екологічно безпечне землекористування Лісостепу України. Проблема охорони ґрунтів: наукове видання. 2–ге вид., доповн. Київ, 2008. 302 с.
170. Кримінальний кодекс України від 05.04.2001 № 2341–III. Київ: Парламенське видавництво, 2001. 131 с.
171. Кудрявцева Т.В. Смирнов М.Н. Роль климатических факторов в размещении населения и динамике численности зайца–русака (*Lepus eugoraeus* Pall) на юге Средней Сибири. Вестник КрасГАУ. Вып. 3. Красноярск, 2008. С. 148–153.
172. Кузьмина М.А. Тетеревиные и фазановые СССР. Эколого–морфологическая характеристика. Алма–Ата, 1977. 296 с. 203а.
173. Кулинич П. Ф. Локалізація правового регулювання сільськогосподарського землекористування: поняття, юридична природа та механізм здійснення. Юридична Україна. 2010. № 10. С. 94–100.
174. Куріпка і русак в Угорщині. URL:<http://homes.nhmus.hu/~baldi/Baldi%20and%20Farago%20AGEE.pdf> (дата зверн. 01.12.2016 р).

175. Куріпка сіра (*PerdixPerdix*). Пірнаті друзі. Пташиний світ України. URL: <http://pernatidruzi.org.ua/art.php?id=328> (дата звернення 02.02.2017).
176. Куропатки. Энциклопедия животных, захватывающий мир животных. URL: <http://www.animalsglobe.ru/kuropatki/>(дата звернення 20.02.2016 р).
177. Курочкин С.Л. Аклиматизация фазана на юге Украины и Молдавии.Разведение и создание новых популяций редких и ценных видов животных. Ашхабад, 1982. С. 131–136.
178. Лавров А., Невенгловский И., Торопов И. Фазаны на Буковине. Охота и охотничье хозяйство. 1960. № 11. С. 57.
179. Лавров Н.П. Итоги интродукции енотовидной собаки (*Nyctereutes procyonoides* Grey) в отдельные области СССР. Уч. зап. МГЗПИ. Москва, 1971. Вып. 29. С.101–160.
180. Лебедева Н.І. Конспект лекцій зі спецкурсу «Біотехнія». Запоріжжя: ЗНУ, 2006. 82 с.
181. Лебедева Н.І., Домніч В.І. Конспект лекцій зі спецкурсу «Біологія мисливських тварин». Запоріжжя: ЗНУ, 2006. 68 с.
182. Лебедева Н.І., Домніч В.І. Фактори, які обумовлюють динаміку чисельності лисиці звичайної (*vulpes vulpes* L., 1758) у нижньому Подніпров'ї. Вісник Запорізького державного університету. Запоріжжя, 2001. № 1. С. 178–186.
183. Лебедева Н.І., Петриненко В.В. Біотехнія: Навчально–методичний посібник до лабораторних робіт. Запоріжжя: ЗНУ, 2008. 90 с..
184. Лебедева Н.І., Петриченко В.В. Методи обліку мисливських тварин: консп. лекц. Запоріжжя, 2008. 62 с.
185. Легейда И. С. Особенности использования лисицей (*Vulpes Vulpes*) убежищ техногенного происхождения. Весник зоологии. 2007. Вып. 41(1). С. 87–91.
186. Легейда И.С. Близость водоема как фактор пространственного распределения лисьих нор. Вісник Луганського державного педагогічного університету імені Тараса Шевченка. 2002, № 1 (45). С. 178–183.
187. Леонець В.В. Особливості і перспективи розвитку природоохоронного землекористування. Актуальні проблеми економіки. 2014. № 2. С. 321–327.
188. Лещинський О. Вороняча проблема. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2007. № 4. С. 5.
189. Лисица обыкновенная (*Vulpes vulpes*). Могилевский зоосад. URL: <http://zoosad.by/lisa.html> (дата звернення 15.09.2015 р).
190. Лисиця звичайна – *Vulpes Vulpes*. Hunting Ukraine. Ловецтво України. URL: [http://www.huntingukraine.com/index.php?option=com\\_content&view=article&id=516&Itemid=172](http://www.huntingukraine.com/index.php?option=com_content&view=article&id=516&Itemid=172) (дата звернення 14.11.2015 р).

191. Лисиця звичайна: загальна характеристика. Університет «Крок» – кращий приватний університет. URL: <http://osvita.ua/vnz/reports/biolog/27020/> (дата звернення 15.03.2016 р).
192. Литус И.Е. Акклиматизация фазанов на Украине : Автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. биол. наук:(03.00.08) /АН УССР. Ин-т зоологии. Киев, 1973. 24 с.
193. Литус И.Е. Разведение фазанов. Охота, рыбалка, природа. URL: <http://huntset.com/page97.html> (дата звернення 15.11.2015 р).
194. Лісове та мисливське господарство України. Стратегія 2015–2020. Матеріали круглого столу (26 трав.2015, м. Київ). Київ, 2015. 8 с.
195. Лісовий кодекс України від 21.01.1994 № 3852 – XII. Київ: Парламенське видавництво, 1994. 99 с.
196. Логминас В. Серая куропатва в Литве. Охота и охотничье хозяйство. 1968. № 12. С. 9.
197. Лошкарёв Г.А. Охотничья фауна предгорий Северного Кавказа : автореф. дисс. ... канд. биол. наук: спец. 03.097 «Зоология». К. Ин-т зоологии АН УССР, 1971. 24 с.
198. Лошкарев Г.А. Питание кавказской лисицы в предгорьях Северного Кавказа. Зоологический журнал. 1970. Т. 69, вып. 6. С. 243–244.
199. Львов И.А. Перспективы повышения продуктивности популяций полевой дичи в лесостепной и степной зонах Европейской части СССР. Охотоведение. Москва: Лесн. пром-сть, 1974. С. 130–140.
200. Львов, И.А. Зайцы. Охота на дичь. Москва: Лесная промышленность, 1976. С. 123–174.
201. Максименко Н.В. Методичні підходи до оцінки ландшафтної мозаїчності території. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2013. № 1–2. С. 28–33.
202. Мануш С. Влияние севооборотов на дичь. Охота и охотничье хозяйство. 1974. № 4. С. 18–19.
203. Маринич О.М. Географічна енциклопедія України: в 3-х томах. Т.2. Київ, 1989. 480 с.
204. Маринич О.М., Шищенко П.Т. Фізична географія України: Підручник. Київ, 2005. 511 с.
205. Марисова І. В., Талпош В.С. Птахи України: польовий визначник. Київ: Вища школа. 1984. 184 с.
206. Маціборук П., Новицький В., Шум І. Удосконалення способів підгодівлі диких свиней в умовах вольєрного утримання. Техніка і технології АПК : наук.–вироб. журнал. 2015. № 5. С. 27–29.
207. Машкин В.И., Куприянов И.Н. Воздействие кабана на боровую дичь. Вопросы физиологии, содержания, кормопроизводства и кормления, селекции с.-х животных, биологии пушных зверей и птиц, охотоведения. Материалы международной научно– практической конференции. Киров, 2007. С. 201–205.

208. Медвідь Л.Г., Говда Г.А. Організація і методика обліку матеріальних витрат у мисливських господарствах. Торгівля, комерція, підприємництво. 2012. Вип. 14. С. 120–133.
209. Межжерин С.В. Животные ресурсы Украины в свете стратегии устойчивого развития. Київ: Логос, 2008. 282 с..
210. Методы бонитировки охотничьих угодий : метод. указ. / Урал. гос. лесотехн. ун–т.; разработ. Л.А. Белов. Екатеринбург, 2011. 20 с.
211. Мигулин А.А. Заяц–русак в лесостепи и степи Украины. Развитие охотничьего хозяйства Украинской ССР. Киев, 1973. С. 216–218.
212. Мигулін О.О. Матеріали до динаміки чисельності зайця–русака на території УРСР. Екологія та історія хребетних фауни України. К.: Наук. думка, 1966. С. 47–67.
213. Мисливці із Тернопільщини випустили фазанів на волю (фото, відео). URL: <http://teren.in.ua/2016/09/18/myslyvtsi-iz-ternopilshhynu-rozpustyly-vsih-fazaniv-na-volyu-foto-video/> (дата звернення 15.12.2016 р).
214. Множественная регрессия в SPSS. URL: <http://docplayer.ru/34792153-Mnozhestvennaya-regressiya-v-spss.html> (дата звернення 01.03.2018 р).
215. Моніторинг чисельності, розселення та добування мисливських видів тварин. Моніторинг біорізноманіття в Україні. URL: <http://biomon.org/cadastre/2tp-hunting>. (дата звернення 20.10.2015р).
216. Морозов В.Ф. Акклиматизация уссурийского енота (*Nyctereutes procyonoides* Gray) как пример успешного преобразования фауны пушных зверей европейской части СССР. Зоологический журнал. 1953. Т.32, вып. 3. С.524–533.
217. Морфологічна характеристика енотовидного собаки в Білогірському районі. URL: <http://ua-referat.com/> (дата звернення 21.04.2016 р).
218. Муравйов Ю.В. Планування мисливсько–господарської діяльності як інструмент реалізації екологічної та лісової політик. Науковий вісник. 2006. Вип. 16.2. С. 38–41.
219. На волині браконьєри полюють на зайця і дикого кабана. URL: [http://www.volynnews.com/news/extreme/na\\_volyni\\_brakonyery\\_polyuyut\\_na\\_zaytsya\\_i\\_dyko\\_ho\\_kabana/](http://www.volynnews.com/news/extreme/na_volyni_brakonyery_polyuyut_na_zaytsya_i_dyko_ho_kabana/) (дата звернення 28.04.2016 р).
220. На Прикарпатті браконьєри полюють на зайців–»русаків». URL: <http://styknews.info/novyny/kryminal/2013/10/28/na-prykarpatti-brakoniery-poliuiut-na-zaitsiv-%C2%ABrusakiv%C2%BB> (дата зверн. 11.12.2016 р).
221. Надточій П.П., Мислива Т.М. Охорона та раціональне використання природних ресурсів: навч. посібн. Житомир, 2007. 420 с.
222. Наконечний І.В. Структурно–функціональна організація паразитоценотичних угруповань екосистем Південно–Західного Причорномор'я: дис. ... д–ра біол. наук: 03.00.16 / Ін–т агроєкології. Київ, 2010.

223. Наконечний І.В. Структурно–функціональна організація паразитоценотичних угруповань екосистем Південно–Західного Причорномор'я: дис. ... д–ра біол. наук: 03.00.16 / Ін–т агроєкології. Київ, 2010.
224. Насимович А.А. Некоторые общие вопросы и итоги акклиматизации наземных позвоночных. Зоологічний журнал.1961.т.40, вып.7.С.957–968.
225. Насимович А.А. Экология лисицы в Лапландском заповеднике. Труды Лапландского государственного заповідника.Москва, 1948. Вып. 3. С. 39–79.
226. Насимович А.А., Шубникова А.Н. Охотничьи животные — использование, воспроизводство и охрана.Природные ресурсы Русской равнины в прошлом, настоящем и будущем. Москва, 1976. 380 с.
227. Настанова з упорядкування мисливських угідь. Київ: Вид–во Держкомлісу України, 2002. 113 с.
228. Наумов Н.П. Очерки сравнительной экологии мышевидных грызунов. Москва, 1948. 203 с.
229. Наумов Н.П., Карташев Н.Н. Зоология позвоночных. Ч.2. Пресмыкающиеся, птицы, млекопитающие: Учебник для биолог. спец. ун–тов. Москва.: Высш. школа, 1979. 272 с.
230. Нестеров Ю.В. Практичні поради зі збереження біорізноманіття у сільськогосподарських угіддях. Київ: Wetlands International Black Sea Programme, 2005. 64 с.
231. Нижник В. В Україні готують біологічну диверсію. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 6 (188). С. 1.
232. Нижник В. Грабунок держави – у ранг Закону. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2016. № 10 (180). С. 3–4.
233. Новицький В. Динаміка чисельності та стан ресурсів фазана звичайного в Українському лісостепу. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 2 (184). С. 5.
234. Новицький В. Нормативне забезпечення мисливського господарства: штрихи до «розмітої» картини. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 7 (189). С. 6.
235. Новицький В. П. Вплив способів полювання на структуру популяції зайця–русака в Лівобережному лісостепу України. Екологічні проблеми сучасного світу та шляхи їх вирішення: Міжнар.наук.–практ. конф.(Біла Церква, 14–15 трав. 2015). Біла Церква, 2015. С.25–26.
236. Новицький В. Сучасні аспекти реінтродукції куріпки. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2015. № 1 (159). С. 5.
237. Новицький В., Грищенко С., Дебела О. Просторово–якісні підходи до експлуатації ресурсів польової мисливської фауни. Науковий вісник НЛТУ України. 2017.Т. 27, № 9. С. 34–37.
238. Новицький В.П. Врятуємо нашого зайця?. (част. II). Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2014. № 6. С. 6.



239. Новицький В.П. Врятуємо нашого зайця?.(част. I). Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2014. № 4. С. 5.
240. Новицький В.П. Динаміка чисельності та стан ресурсів зайця сірого (*Lepus Europaeus Pall.*) у сучасному Лісостепу України / В.П. Новицький // Збалансоване природокористування. – 2016. – № 3. – С. 99–103.
241. Новицький В.П. Динаміка чисельності та стан ресурсів фазана звичайного (*Phasianus colchicus L.*) в Українському Лісостепу / В.П. Новицький // Науковий вісник НЛТУ України. – 2016. – Вип. 26.8. – С. 146–150.
242. Новицький В.П. До окремих еколого–правових аспектів організації мисливського господарства України. Таврійський науковий вісник. 2017. № 98. С. 197–204.
243. Новицький В.П. До проблем політико–правового забезпечення мисливського господарства України. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. № 27 (4). С. 71–74.
244. Новицький В.П. Екологічні особливості існування фазана звичайного (*Phasianus colchicus L.*) у сучасному Лісостепу України. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Т. 27, № 1. С. 66–68.
245. Новицький В.П., Маєвський К.В., Грищенко С.М. Єнот уссурійський (*Nyctereutes procyonoides*): екологічні аспекти існування виду в Українському Лісостепу. Збалансоване природокористування. 2017. № 4. С. 70–74.
246. Новицький В.П. Заєць сірий (*Lepus Europaeus Pall.*): екологічні особливості існування виду в сучасному Лісостепу України / В.П. Новицький // Науковий вісник НЛТУ України. – 2016. – Вип. 26.5. – С. 214–220.
247. Новицький В.П. Заєць–русак у Польщі: історія, проблеми та перспективи. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2014. № 10. С. 7.
248. Новицький В.П. Заєць–русак у Польщі: історія, проблеми та перспективи (Частина 2). Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2014. № 11. С. 5.
249. Новицький В.П. Сільське, або мисливське господарство в агроландшафтах України – час змінювати «або» на «і». Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2013. № 6. С. 5.
250. Новицький В.П., Ландін В.П., Маціборук П.В. Вплив лисиці звичайної на чисельність мисливської фауни агроландшафтів Лісостепу України. Агроекологічний журнал. 2015. № 3. С. 119–123.
251. Новицький В.П. Управління мисливськими ресурсами агроландшафтів України та зарубіжжя: господарсько-правові аспекти [Електронний ресурс] / В.П. Новицький, М.І. Голубев // Наукові доповіді НУБіП України (електр. журн.) – 2016. – № 5 (62). Режим

доступу: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/7229>.

252. Новицький В.П., Ландін В.П. Теоретико–правові засади підвищення екологічної ємності мисливських угідь в агроландшафтах України. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Т. 27, № 5. С. 55–58.
253. Новицький В.П., Маціборук П.В., Міняйло А.А. Еколого–господарські аспекти удосконалення системи бонітування мисливських угідь агроландшафтів України (на прикладі лісостепової зони). Науковий вісник НЛТУ України, 2017. Т 27, № 6. С. 81–84.
254. Новицький В.П., Міняйло А.А. До екологічних аспектів управління мисливськими ресурсами агроландшафтів Українського лісостепу. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2017. Вип. 269. С. 242 – 250.
255. Новицький В.П., Міняйло А.А., Грищенко С.М., Дражевський В.В. Динаміка чисельності та сучасний стан популяцій єнота уссурійського у Лісостепу України. Збалансоване природокористування. 2017. № 3. С. 69–71.
256. Новицький В.П., Міняйло А.А., Грищенко С.М., Дражевський В.В. Лисиця звичайна (*Vulpes Vulpes* L): Екологічні аспекти існування виду в Лісостепу України. Збалансоване природокористування. 2017. № 2. С. 68–72.
257. Новицький В.П., Міняйло А.А., Маєвський К.В. Особливості біотопічного розподілу зайця сірого (*Lepus Europaeus* L) в агроландшафтах Лісостепу України. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України : електр. журн. 2017. № 5 (69).
258. Новицький В.П., Міняйло А.А., Маєвський К.В. Удосконалення організаційно–методичних засад моніторингу мисливської фауни польових угідь. Біоресурси і природокористування: електр. журн. 2017. т. 9, № 5–6.
259. Новицький В.П., Шумигай І.В., Грищенко С.М., Маєвський К.В. Екологічне навантаження на мисливські ресурси агроландшафтів за використання пестицидів. Агроекологічний журнал. 2016. № 4. С. 139–145.
260. Новицький В.П., Маціборук П.В., Міняйло А.А., Грищенко С.М. Динаміка чисельності та стан ресурсів лисиці звичайної (*Vulpes vulpes* L) у Лісостепу України. Збалансоване природокористування. 2017. № 1. С. 75–78.
261. Обыкновенная лисица (*Vulpes vulpes*), Red fox (eng). Зооклуб. Мегаэнциклопедия про животных. URL: <http://www.zooclub.ru/wild/hish/42.shtml> (дата звернення 10.10.2015 р).
262. Обыкновенная лисица. Википедия. Свободная энциклопедия. URL: <https://ru.wikipedia.org> (дата звернення 15.02.2016 р).

263. Осмоловская В.И. Вопросы разведения и расселения северокавказского и охотничьего фазанов в СССР. Орнитология. Вып. 14. Москва: Издательство МГУ, 1979. С. 164–175.
264. Осмоловская В.И. Численность и распределение серой куропатки в европейской части СССР. Зоологический журнал. 1966. Т. 45/1. С. 90–98.
265. Основи методології та організації наукових досліджень: навч. посіб.; за ред. А.Є. Конверського. Київ, 2010. 352 с.
266. Основы охотустройства Украинской ССР: инструк.–метод. указ. Ирпень, 1985. 249 с.
267. Особенности биотопического распределения обыкновенной лисицы (*Vulpes Vulpes* L) в Украине. Чтения памяти А.П. Крапивного. Материалы научных чтений, посвященных 80–летию со дня рождения профессора А. П. Крапивного, (Харьков, 4–5 декабря 2009 г). Харків: ХНАУ им. В.Н. Каразина, 2009. С. 117–128.
268. Охота на куропаток. URL: [http://ohota-vohotku.ru/ohota\\_kuropatka](http://ohota-vohotku.ru/ohota_kuropatka) (дата звернення 15.12.2016 р).
269. Охота на серую куропатку. URL: <http://www.ohoter.ru/1609-ohota-na-seruyu-kuropatku.html> (дата звернення 15.12.2016 р).
270. Охотнику об охоте : довідникове видання. 2–е изд., перераб. Киев, 1988. 240 с.
271. Охрана сельскохозяйственных угодий окружающей среды. Киев, 1984, 272 с.
272. Павлинин В.Н., Шварц С.С. Перспективное планирование акклиматизационных мероприятий. Труды Института биологии УФАН СССР. Свердловск, 1961. Вып.24. С.129–146.
273. Панов Г. Комбайн страшніший за рушницю. Лісовий і мисливський журнал. 1999. № 1. С. 35.
274. Пат. 106704 Україна, МПК (2016.01) G01C 11/00 A01K 35/00. Спосіб авіаобліку водоплавної дичини [Текст] / В.П. Новицький, М.В. Баранівський, Б.А. Тамір, П.В. Маціборук (Україна); заявник і патентовласник Ін–т агроєкології і природокористування НААН. № u 2015 08094; заявл. 14.08.2015; Опубл. 10.05.2016, Бюл. № 9. 3 с.
275. Пат. 108106 Україна, МПК (2016.01) A01G 23/00 A01M 99/00 A61D 99/00. Спосіб корекції статевої структури популяцій зайця–русака (*Lepus Europaeus*, Pall) в зоні Лісостепу України [Текст] / Новицький В.П., Шумигай І.В., Тамір Б.А., Маціборук П.В.; заявник і патентовласник Ін–т агроєкології і природокористування НААН. № a 2015 08093; заявл. 14.08.2015; опубл. 11.07.2016, Бюл. № 13.4 с.
276. Пат. 55598 Україна, МПК A01K 5/00. Біотехнічна споруда для підгодівлі молодняку диких свиней в умовах напіввільного утримання / Гончар О.Ф., Білушенко А.А.; заявник і патентовласник Черкаська дослідна станція звірівництва і мисливствознавства. № u 2010 01141; заявл. 04.02.2010; опубл. 27.12.2010, Бюл. № 24.

277. Пат. 72998 Україна, МПК (2012.01) А01К 5/00. Спосіб підгодувлі диких свиней в умовах вольєрного утримання [Текст] / Гавриш О.М., Шевченко Є.А., Новицький В.П., Білушенко А.А., Лисенко Д.І.; заявник і патентовласник Черкаська дослідна станція біоресурсів Інституту розведення і генетики тварин НААН. № у 2012 01101; заявл. 03.02.2012 ; опубл. 10.09.2012, Бюл. № 17. 10.05.2016, Бюл.№ 9. 4 с.
278. Песков В.Н., Шевченко Л.С. Внутривидовая дифференциация зайца-русака (*Lepus europaeus*) на территории Полесья и Лесостепи Украины. Збірник праць Зоологічного музею. 2006. Вип. 38. С. 97–112.
279. Петриченко В.В., Лебедева Н.І., Карташова Я.М. Типологія мисливських угідь: Навчальний посібник. Запоріжжя: ЗНУ, 2009. 110 с.
280. Петров П.О. коэффициенты реального прироста зайца-русака и обуславливающих его факторах. Мат-лы VII конгр. междунар. союза науч. работников по охотоведению. Белград: Космос, 1967. С. 377–381.
281. Пивоварова Е. Опасность отравления диких животных удобрениями и ядохимикатами. Охота и охотничье хозяйство. 1959. № 2. С. 15–16.
282. Пилкаускас Г., Жвикас Э., Стравинскас В. Влияние возраста, уровня кормления и полового соотношения в семье фазана на его репродукцию. Сб. науч. тр. Прибалт. зон. опытной станции по птицеводству. 1984. Т. 9. С. 25–30.
283. Пирогов Н.Г. Численность, распределение и некоторые черты экологии куриных Черноморского заповедника. Беркут. 1995. Вып. 1 – 2. С. 34–37.
284. Підпала Т.В. Скотарство і технологія виробництва молока та яловичини: навчал. посіб. Миколаїв, 2008. 369 с.
285. Плакса С.А. Заяц-русак в Дагестане :биология, охрана, управление популяциями: дис. на соискание уч. ст. канд. б. наук: 3.00.16 / ГОУ ВПО «Дагестанский государственный университет». Махачкала, 2008.
286. Плохинский Н.А. Биометрия. Москва, 1970. 367с.
287. Положення про проведення учета численности хищников семейства собачьи зайца-русака методом проведения ночных автоучетов с применением фары в 2015 году. Утв. Мин-вом прир. ресур. и охраны окруж. среды Ставропольского края от 05.12.2014 № 441.
288. Положення про порядок видачі дозволів на спеціальне використання природних ресурсів у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду від 10.08.1992. № 459. Київ, 1992.
289. Положення про правила проведення полювань, поводження із зброєю та порядок видачі ліцензій на добування мисливських тварин. Затв. Мін-вом аграр. політ. і продов. України 17.10.2011 № 549. Київ, 2011.
290. Положення продержавний комітет лісового господарства України. Затв. Президентом України від 12.11.1997 № 1267/97. Київ, 1997.
291. Полювання та риболовля: всеукр. газета / засн.: ДП «Преса». 2016, жовтень – Київ. Щоміс. 2016, № 10(180). С. 5.

292. Порядок визначення територій для охорони та відтворення мисливських тварин (відтворювальних ділянок). Затв.Держ. ком–том ліс.господ. України від 22.01.2004 № 4. Київ, 2004.
293. Порядок державного обліку наявності та використання пестицидів і агрохімікатів: Постанова. Затв. Каб. Мін. 02.11.1995 № 881. Київ, 1995.
294. Порядок проведення державних випробувань, державної реєстрації та перереєстрації, видання переліків пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні: Постанова. Затв. Каб. Мін. 04.03.1993 № 295. Київ, 1993.
295. Порядок проведення упорядкування мисливських угідь, затверджений Наказом Державного комітету лісового господарства України № 56 від 21 червня 2001 р. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0771-01>. (дата звернення 20.01.2016 р).
296. Порядок проведення упорядкування мисливських угідь. Затв. Держ. ком. ліс.господ. України від 26.06.2006 № 152. Київ, 2006.
297. Порядок розрахунку, погодження і дотримання пропускної спроможності мисливських угідь на території Автономної Республіки Крим. Затв. Наказом Рескомлісу АР Криму Рескомекоресурсів АР Крим від 26.04.2004 № 32/54. Симферополь, 2004.
298. Правове регулювання відносин у сфері довкілля в Європейському Союзі та в Україні; за ред. В.Г. Дідик. Київ, 2007. 580 с.
299. Приклонский С.Г. Факторы влияющие на протяженность суточного хода лисицы. Труды Окского государственного заповедника. Москва, 1975. Вып. 11. С. 340–367.
300. Природно–ресурсна сфера України: проблеми сталого розвитку та трансформації. Київ, 2006. 704 с.
301. Природно–ресурсний аспект розвитку України. Програма сприяння сталому розвитку в Україні. Київ, 2001. 112 с.
302. Про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами–членами, з іншої сторони: Угода від 16.09.2014 № 1678–VII. Київ, 2014.
303. Про ветеринарну медицину: Закон України від 25.06.1992 № 2498–XII. Київ: Парламенське видавництво, 1992. 531 с.
304. Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки: Закон України від 21.09.2000 № 1989–III. Київ: Парламентське видавництво, 2000.
305. Про затвердження інструкції щодо застосування порядку встановлення лімітів використання диких тварин віднесених до природних ресурсів загальнодержавного значення. Затв. Мін–вом охорони НПС та ядерн. безпеки України 26.05.1999 № 116. Київ, 1999.
306. Про затвердження нормативів оптимального співвідношення культур у сівозмінах в різних природно–сільськогосподарських

- регіонах: Постанова Завт. Каб. Мін. України від 11.02.2010 № 164. Київ, 2010.
307. Про затвердження правил видачі дозволів на спеціальне використання диких тварин та інших об'єктів тваринного світу, віднесених до природних ресурсів загальнодержавного значення. Затв. Мін-вом охорони НПС та ядерн. безпеки України від 26.05.1999 № 115. Київ, 1999.
308. Про затвердження такс для обчислення розміру відшкодування збитків, завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання (крім видів, занесених до Червоної книги України). Затв. Мін-вом аграр. політ. та продов. України, Мін-вом екол. та прир.ресур. України від 19.06.2017 № 301/222.
309. Про затвердження такс для обчислення розміру відшкодування збитків, завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання (крім видів, занесених до Червоної книги України). Затв. Мін-вом аграр. політ. та продов. України, Мін-вом екол. та прир. ресур. України від 19.06.2017 № 301/222.
310. Про захист тварин від жорстокого поводження: Закон України від 21.02.2006 № 3447–IV. Київ: Парламентське видавництво, 2006. 230 с.
311. Про мисливське господарство та полювання: Закон України від 22.02.2002р. Законодавство України. URL: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/1478-14>. (дата звернення 20.01.2016 р).
312. Про невідкладні заходи у сфері збереження, відтворення та раціонального використання мисливських тварин: Указ Президента України від 23.05.2005 № 837. Київ: Парламентське видавництво, 2005.
313. Про основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки: Постанова від 05.03.1998 № 188/98–ВР. Київ: Парламенське видавництво, 1998. 248 с.
314. Про охорону навколишнього середовища: Закон України від 25.06.1991 № 1264–XII. Київ: Парламенське видавництво, 1991. 50 с.
315. Про порядок ведення державного кадастру тваринного світу: Постанова. Затв. Каб. Мін. 15.11.1994 № 772. Київ, 1994.
316. Про приєднання України до Конвенції 1979 року про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі: Закон України від 29.10.1996. № 50. Київ: Парламенське видавництво, 1996. 278 с.
317. Про природно-заповідний фонд України: Закон України від 16.06.92. № 2457–XII. Київ: Парламенське видавництво, 1992. 502 с.
318. Про тваринний світ: Закон України від 13.12.2001 № 2894–III. Київ: Парламенське видавництво, 2001. 32 с.

319. Про Червону книгу України: Закон України від 07.02.2002 № 3055–III. Київ: Парламенське видавництво, 2002. 201 с.
320. Проект моделі реформування та розвитку мисливського господарства України. URL: <http://www.fleg.org.ua/wp-content/uploads/2016/01/Proekt-modeli-reformuvannya-i-rozvytku-myslyvskogo-gospodarstva-Ukrayiny.pdf> (дата звернення 15.12.2016 р).
321. Пропускна спроможність мисливських угідь Зміївської РО УТМР з використання пернатої дичини в сезоні полювання 2016/2017 року. URL: <http://zmutmr.com.ua/polyuvannya-v-potochnomu-rotsi-propuskna-spromozhnist/> (дата звернення 10.12.2016 р).
322. Простаков Н.И. Сравнительная характеристика питания норных хищников в условиях лесостепи. Состояние и проблемы экосистем Среднерусской лесостепи. Воронеж, 2001. С. 49–53.
323. Простаков Н.И., Делицына Л.Ф. Питание и биотопическое распределение енотовидной собаки или уссурийского енота (*Nyctereutes Procyonoides* Gray) в юго-западной части Усманского бора. Вестник ВГУ. 2010. № 1. С. 117120.
324. Проців О. Нарис з історії мисливських афер. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2012. № 7. С. 5.
325. Пукинская М.В. Использование нор барсука другими хищниками. Тез. докл. VI Всес. зоогеогр. конф. Москва, 1979. С. 256–258.
326. Размеры индивидуального участка и средняя плотность популяции как функция размера животных. Общая экология. URL: <http://all-ecology.ru/index.php?request=full&id=64> (дата звернення 15.09.2015 р).
327. Рахманов А.И., Бессарабов Б.Ф. Фазановые: содержание и разведение. Москва: Агропромиздат, 1991. 176 с.
328. Регрессионный анализ. URL: <https://ru.wikipedia.org/wiki> (дата звернення 17.11.2016 р).
329. Регресійний аналіз. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki> (дата звернення 28.04.2016 р).
330. Рекомендации по охране диких животных во время механизированных уборочных работ / Мин-во сельс.хоз. СССР; разработ. С.Г. Манушем. Москва, 1981. 15 с.
331. Решетняк Т.А., Бобкова І.А., Варлахова Л.В. Ботаніка. Київ, 2006. 292 с.
332. Рівненщина: за сім зайців браконьєри заплатять 5,5 тисячі штрафу. URL: <http://ogo.ua/articles/view/2015-11-03/69117.html> (дата звернення 28.04.2016 р).
333. Роженко М.В. Деякі результати дослідження екології лисиці звичайної у Причорномор'ї. Вісн. Львівського нац. ун-ту. Серія біол. 2002. № 30. С. 84–89.
334. Роженко М.В. Конкурентні взаємовідносини енотового собаки і лисиці у пониззі Дністра. Вісн. Луганського держ. пед. ун-ту. 2001. № 12. С. 173–175.

335. Роженко М.В. Хижі ссавці Північно–Західного Причорномор'я (фауна, динаміка чисельності та морфологія) : дис... канд. біол. наук: 03.00.08 / Київ, 2006. 209 с.
336. Роженко Н.В. Динамика популяционной структуры обыкновенной лисицы в северо–западном Причерноморье. Структура и функциональ. роль живот. населения в природ.и трансформ. Экосистемах. Тез. докл. I–й междунар. науч. конфер. Дніпропетровськ, 2001. С. 198–199.
337. Роженко Н.В., Волох А.М. Заселение енотовидной собакой Северного Приазовья и Причерноморья. Исследования многообразия живот. мира: Труды зоомузея Одес. гос. ун–та. Одеса, 1998. Т. 3. С. 133–137.
338. Роженко Н.В., Струнникова Е.В., Комарова Е.М., Трайбер Л.В. Состояние популяции лисицы юго–запада Украины и меры по контролю за её численностью. Актуаль. вопросы любит. охоты и охот. хоз–ва на юге Украины. Одесса. 1995. С. 63–66.
339. Россолимо О.Л., Павлинов И.Я. К методике сравнительного изучения географической изменчивости млекопитающих. Корреляционный анализ сходства географической изменчивости признаков и видов. Зоологічний журнал. 1977. Т. 56, вып. 3. С. 450–457.
340. Руденко Ф.А. Численность серой куропатки, тенденции и причины ее изменения. Вопросы охотничьей орнитологии. Сб. науч. трудов ЦНИЛ Главохоты РСФСР. Москва, 1986. С. 136–154.
341. Рудишин М.П., Муравский Г.Н., Татаринев К.А. и др. Рациональное ведение охотничьего хозяйства. Львов, 1987. 182 с.
342. Ружиленко Н.С. Пространственное распределение и особенности поселения енотовидной собаки *Nyctereutes procyonoides* на створных территориях Кременчуцкого водохранилища. Териофауна России и сопредельных территорий: Мат–лы VII междунар. совещ. (Москва, 6–7 февр. 2003). Москва, 2003. С. 298–299.
343. Ружиленко Н.С. Хищные млекопитающие островных территорий Среднего Приднепровья. Уч. зап. Таврического нац. ун–та им. В. И. Вернадского. Биология, химия. Симферополь, 2004. Том 17 (56), № 2. С. 109–114.
344. Ружіленко Н. Антропогенний вплив на популяції хижих ссавців в межах території Середнього Придніпров'я. Праці Теріологічної Школи. 2006. Вип. 8. С. 201–205.
345. Ружіленко Н.С. Щільність населення енотовидного собаки на островах каскаду водосховищ в районі середньої течії Дніпра. Проблеми збереження ландшафтного, ценотичного та видового різноманіття басейну Дніпра. Зб. наук. праць до 75–річчя заповідника “Михайлівська цілина”. Суми, 2003. С. 155– 157.
346. Руковский Н.Н. Убежища четвероногих. Москва, 1991. 143 с. 251а.



347. Самусенко Э.Г., Голодушко Б.З. Питание енотовидной собаки в Белоруссии. Фауна и экология наземных позвоночных Белоруссии. Минск, 1961. С.76–81.
348. Сапаев В.М. Предварительные результаты по акклиматизации зайца-русака в Хабаровском крае. Сб. НТИ (Охота, пушнина и дичь). Вып. 22. Киров, 1968. С. 59–64.
349. Сафарі у лісах Полтавщини. URL:<http://exo.in.ua/?page=new&id=6117> (дата звернення 28.04.2016 р).
350. Семашко В.Ю. Зайцы. Москва, 2003. 112 с.
351. Семенюк С., Шейгас І. Основні параметри вдосконалення системи інвентаризації мисливського ресурсу. Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи: Матер. II міжнар. наук.–практ. конф. (Тернопіль, 8–9 груд. 2016). Тернопіль, 2016. С. 57–59.
352. Серая куропатка – *Perdix perdix* (Linnaeus, 1758). Зимующие птицы Подмосквья. URL: [http://winter-birds.narod.ru/perdix\\_perdix.htm](http://winter-birds.narod.ru/perdix_perdix.htm) (дата звернення 15.11.2015 р).
353. Сизонов О. В. Енотовидная собака (*Nyctereutes procyonoides* Grey) плавневой зоны Восточного Приазовья : биология, биоценотическое положение: дис. ... канд. биол. наук. / Ставрополь, 2006. 162 с.
354. Сільськогосподарські угіддя. Вікіпедія. Вільна енциклопедія. URL:<http://uk.wikipedia.org> (дата звернення 19.03.2015).
355. Склюев В.В. Популяционный анализ лисицы обыкновенной (*Vulpes vulpes*) в биотопах Самарской области разной степени нарушенности : дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Ин-т экологии Волж. бас. РАН. Самара, 2010. 220 с.
356. Слудский А.А. Зайцеобразные. Во 2 т. Млекопитающие Казахстана. Алма-Ата: Наука, 1980. С. 7–113.
357. Смаголь В.М. Гаврись Г.Г. Біологія та етологія мисливських тварин: курс лекцій. Київ: НАУ, 2004. 60 с.
358. Соколов А.Ю. О влиянии изменения режима использования сельскохозяйственных земель на динамику населения птиц в условиях центральной части Воронежской области. Мат–лы междунар. науч. конф., посвящ. 80–летию со дня рождения проф. А.П. Крапивного. Харьков: изд–во ХНУ, 2009. С. 94–99.
359. Соколов В.Е., Иваницкая Е.Ю. и др. Зайцеобразные. Москва: Наука, 1994. 272 с.
360. Соколов В.Е., Иваницкая Е.Ю., Груздев В.В., Гептнер В.Г. Млекопитающие России и сопредельных регионов. Москва: Наука, 1994. 272 с.
361. Соколовский В.А. Кожные болезни животных. Москва, 1968. 382 с.
362. Сокур І.Т. Ссавці фауни України та їх господарське значення. Київ, 1960. 211 с.

363. Сокур И.Т. Млекопитающие фауны Украины (Исторические изменения, экология, практическое значение и пути рационального использования) : автореф. дисс. ... доктора биолог. наук. Харьков, 1961. 36 с.
364. Соломаха В.А. Малієнко А.М. та ін. Збереження біорізноманіття у зв'язку із сільськогосподарською діяльністю: метод. рек. Щодо збереження різноманіття та охорони земель, пов'язаних сільськогосподарською діяльністю. Київ, 2005. 122 с.
365. Спортивная охота в СССР. В 2-х томах. Т.1. Москва, «Физкультура и спорт», 1975. 272 с.
366. Способы охоты на зайцев. URL: <http://www.hunt-dogs.ru/ohota-s-rodhoda/> (дата звернення 04.08.2017 р).
367. Справжні мисливці полюють не за м'ясом. URL: <http://te.20minut.ua/Podii/spravzhni-mislivtsi-polyuyut-ne-za-myasom-7283.html> (дата звернення 11.12.2016 р).
368. Справочник охотника. под. ред. М.С. Долбика. – 2-е изд., перераб. и доп. Минск, 1987. 302 с.
369. Спячка. URL: <https://ru.wikipedia.org/wiki> (дата зверн. 22.04.2016 р).
370. Ссавці України під охороною Бернської конвенції (Праці Теріологічної Школи, Вип. 2). Київ, 1999. 222 с.
371. Статистичний щорічник Вінницької області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Вінниця, 2013. 593с.
372. Статистичний щорічник Полтавської області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Полтава, 2013. 398 с.
373. Статистичний щорічник Тернопільської області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Тернопіль, 2013. 435 с.
374. Статистичний щорічник Харківської області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Харків, 2013. 535 с.
375. Статистичний щорічник Хмельницької області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Хмельницький, 2013. 412с.
376. Статистичний щорічник Черкаської області за 2012 рік: загальнонаук. журн. / засн.: Держ служ. статис. Черкаси, 2013. 534 с.
377. Стефанович А.В. Охота на водоплавающую дичь. М., 2013. 384 с.
378. Талбонен А.Н., Рогов А.А., Калинин А.В., Тимонин А.О. Автоматизация контроля численности целевых объектов фауны с помощью аэрофотосъемки. Фундаментальные исследования. 2015. № 6 (2). С. 291–295.
379. Таршис М.Г., Ковалев Н.А., Кузнецов П.П. Бешенство животных. Минск, 1990. 175 с.
380. Татаринев К.А. Звірі західних областей України. Київ, 1956. 301 с.
381. Томилова Т. П. Биологические основы эксплуатации зайцев в охотничьем хозяйстве. Итоги науки и техники: Зоол. позвоноч. Москва, 1976. Вип. 8. С. 116–166.

382. Томин О.О. Правове регулювання мисливства та полювання в Україні (на матеріалах Карпатського регіону) : автореф. дис. ... канд. юрид. наук. Київ, 2009. 22 с.
383. Томин О.О. Принципи державного управління в галузі мисливства та полювання в Україні. Університетські наукові записки: часопис Хмельницького університету управління та права. 2009. № 1 (29). С. 203–205.
384. Трач І. А. Заходи екологічної безпеки з відновлення та збереження мисливської теріофауни лісостепового Поділля: дис. ... кан. техн. наук: 21.06.01. / Мін-во освіт і наук. України. Вінниця, 2017. 201 с.
385. Трач І.А., Петрук В.Г. Вплив хімізації сільського господарства на мисливську теріофауну Лісостепу Поділля [Електр. ресурс]. Молодь в технічних науках: дослідження, проблеми, перспективи (МТН–2015): Матеріали міжнар. наук.–практ. Інтернет–конф.(Вінниця, 16–17 квіт. 2015) Вінниця, 2015. С. 28–30.
386. Требования по предотвращению гибели объектов животного мира при осуществлении производственных процессов, а также при эксплуатации транспортных магистралей, трубопроводов, линий связи и электропередачи. Утвер. Прав-вом РФ от 13.08.1996 № 99. Москва, 1996.
387. У Вінницькій області незаконно вбили тисячі птахів. URL: <http://m.20minut.ua/Novyny-Vinnytsi/Podii/u-vinnitskiy-oblasti-nezakonno-vbili-tisyachi-ptahiv-10222214.html> (дата звернення 28.04.2016 р).
388. У любителів гострих відчуттів на Зборівщині конфіскували... зайця. URL: <http://zz.te.ua/u-lyubyteliv-hostryh-vidchuttiv-zabraly-zajtsya/> (дата звернення 28.04.2016 р).
389. Уатт К. Экология и управление природными ресурсами: количественный поход. Москва, 1971. 463 с.
390. Уатт К. Экология и управление природными ресурсами. Москва, 1971. 463 с.
391. Угнівенко А.М., Носевич Д.К. М'ясне скотарство України: моногр. Київ, 2014. 324 с.
392. Україні обіцяють нову мисливську службу. URL: <http://ahf.org.ua/uk/news/455-ukrajini-obitsyayut-novu-mislivsku-sluzhbu> (дата звернення 11.12.2016 р).
393. Український лісостеп. Вікіпедія. Вільна енциклопедія. URL: <http://uk.wikipedia.org> (дата звернення 19.03.2015).
394. Успенский Г.А. Фазан, серая куропатка и перепел в сельскохозяйственном ландшафте. Материалы VI Всесоюзной орнитологической конф. Москва: Изд.-во МГУ, 1974. С. 362–364.
395. Фадеев В.А. Размножение зайца-русака в Западном Казахстане. Тр. Ин-та зоологии АН КазССР. 1964. Т. 23. С. 150–168.

396. Фазан (*Phasianus colchicus*). Пірнаті друзі. Пташиний світ України. URL: <http://pernatidruzi.org.ua/art.php?id=318> (дата звернення 15.3.2016 р).
397. Файзуллин З.М. Эколого–биоресурсные основы оптимизации охотхозяйственной деятельности в степной зоне Южного Урала : дисс. ... кандид. биолог.наук. / Оренбург, 2005. 147 с.
398. Фауна хребетних Заходу України. Птахи. Ряд курині – *galliformes*. URL: <http://carpaty.net/?p=11829&lang=uk> (дата звернення 15.12.2016 р).
399. Фауна хребетних заходу України. URL: <http://carpaty.net/?p=11692&lang=uk> (дата звернення 11.12.2016 р).
400. Федоренко А. Ядохимикаты и куропатки. Охота и охотничье хозяйство. 1962. № 2. С. 21–22.
401. Федоренко А.П., Алеева Л.С. Результаты дослідження по накопиченню деяких хлорорганічних інсектицидів в репродуктивних органах теплокровних диких тварин. Перша конференція по розвитку мисливського господарства УССР. Київ, 1968. С. 57–73.
402. Федюшко М.П. Реакції індикаторних видів асоційованого агробіорізноманіття на пестицидне навантаження агроландшафтів. Наукові праці Чорноморського державного університету імені Петра Могили: Екологія. Т.206. Вип. 194. Миколаїв : ЧДУ ім. П. Могили, 2012. С. 20–23.
403. Федюшко М.П., Горбатенко А.А., Гриб О.Г. Індикатори стану асоційованого агробіорізноманіття. Наукові доповіді НУБіПУ. 2011. Вип. 5 (27). С.14.
404. Федюшко. М.П. Вплив пестицидів на чисельність зайця–русака в Північному Приазов'ї. Биологический вестник Мелитопольского государственного педагогического университета имени Богдана Хмельницкого. 2013. №2(8), С. 289–295.
405. Фесенко Г.В., Бокотей А.А. Анотований список українських наукових назв птахів фауни України (з характеристикою статусу видів). Київ–Львів, 2007. 112 с.
406. Филонов К.П. Динамика численности копытных животных и заповедность. Охотоведение. Москва, 1977. С. 5–228.
407. Флинт В.Е. Воронья напасть. Охота и охотничье хозяйство. 1987. № 11. С. 12–13.
408. Фокина М.Е. Анализ информационно–знаковых полей енотовидной собаки (*Nyctereutes procyonoides* Gray) и лисицы обыкновенной (*Vulpes vulpes* L) (на примере национального парка «Самарская Лука») : дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 /Самар. Государ. Ун–т. Самара, 2006. 153 с.
409. Фокина М.Е. Анализ конкурентных отношений лисицы обыкновенной и енотовидной собаки на территории Национального парка «Самарская Лука». Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах. Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. Дніпропетровськ, 2007. С. 512–513.

410. Форма державного статистичного спостереження № 2 – тп (мисливство) «Ведення мисливського господарства», затверджена Наказом ДСС України № 239 від 30.08.2017 р. URL: [http://www.ukrstat.gov.ua/norm\\_doc/2017/239/239\\_2017.htm](http://www.ukrstat.gov.ua/norm_doc/2017/239/239_2017.htm) (дата звернення 10.09.2017р).
411. Формозов А.Н. Снежный покров как фактор среды, его значение в жизни млекопитающих и птиц СССР, 2–е изд. М.: Изд-во МГУ, 1990. 287 с.
412. Фурдичко О.І., Новицький В.П. Екологічні аспекти охорони фауни під час польових робіт. Вісник аграрної науки. 2017. № 11. С. 51–56.
413. Хоецький П.Б. До аналізу списку мисливських звірів України // Науковий вісник НЛТУ України: Зб. наук.–техн. праць. 2010. Вип. 20.9. С. 30–39.
414. Ценопопуляція. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki/Ценопопуляція> (дата звернення 04.08.2016 р).
415. Чекулаев И.А. Защита сада от вредителей и болезней. 2–е изд., перераб. и доп. Москва: Росагропромиздат, 1988. 62 с.
416. Чернова Н.М., Былова А.М. Общая экология. Москва, 2004. 416 с.
417. Чиркова А.Ф., Гептнер В.Г., Наумов Н.П. и др. Красная лиса. Млекопитающие Советского Союза. Т. 2, ч. 1. Москва, 1967. 410 с.
418. Чисельність браконьєрів понад 2 млн. URL: <http://tsn.ua/ukrayina/karkani-brakonyeriv-zagrozhuyut-lyudyam-krivavim-vidpochinkom.html> (дата звернення 28.04.2016 р).
419. Чопко Х.І. Еколого–правові заходи зі збереження видової та популяційної чисельності диких тварин. Право і суспільство. 2013. № 6.2. С. 179–181.
420. Чорна Г.А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. Київ: Фітосоціоцентр, 2006. 183 с.
421. Шалабанов А.К., Роганов Д.А. Практикум по эконометрике с применением MS Excel. Линейные модели парной и множественной регрессии. Казань, 2008. 53 с.
422. Шарлемань Н. Фазан на Украине. Охота и охотничье хозяйство. 1957. № 2. С. 27.
423. Шаталова С.П. О явлении суперфетации у зайца–русака. Фауна и экология наземных позвоночных. 1981. Вып. 465. С. 101–103.
424. Шварц С.С., Михеева К.В. Теоретические основы рационального использования охотничье–промысловых животных. Итоги науки и техники: Зоология позвоночных. Москва, 1976. Т. 8. С. 8–67.
425. Швиденко А.Й., Остапенко Б.Ф. Лісознавство: Підручник. Чернівці: Зелена Буковина, 2001. 352 с.
426. Шевченко Л.С. Экологическое и патологоанатомическое изучение зайца–русака в очаге туляремии. Вестн. зоологии. 1978. № 6. С. 25–30.

427. Шевченко Л.С. Особенности размножения *Lepus euroaeus* (Pallas) на территории Украины. Первый междунар. конгр. по млекопитающим: тез. докл. Москва, 1974. С. 334–335.
428. Шевченко Л.С., Щербак Ю.Н. Экологические предпосылки формирования очагов бешенства природного типа в УССР. Вестник зоологии. 1978. № 10. С. 64–69.
429. Шейгас І., Семенюк С. Сучасний стан та можливі перспективи розвитку мисливської гаузи в Україні. Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи: Матер.ІІ міжнар. наук.–практ. конф. (Тернопіль, 8–9 груд. 2016). Тернопіль, 2016. С.72–74.
430. Шейгас І.М. Регіональні особливості обліків чисельності основних видів мисливських тварин у загальній системі інвентаризації теріофауни Лісівництво і агролісомеліорація: зб. наук. праць. 2002. Вип. 102. С. 106–112.
431. Шейгас І.М., Гудзь М.І. Основні напрями моніторингу стану популяцій основних видів мисливської фауни. Лісівництво і агролісомеліорація. 2008. Вип. 113. С. 219–224.
432. Шейгас І.М., Шевчук В.В. Стосовно процесу вдосконалення застосування «Настанови з упорядкування мисливських угідь». Матер. ХІ Погребняківських читань. (Харків, 10–12 жовт. 2007). Харків, 2007. С. 238–239.
433. Шейгас І.М., Шейгас М.І. Типи мисливських угідь, що максимально забезпечують кормові та захисні умови проживання диких тварин–фітофагів в умовах Південного степу України. Науковий вісник. 2005. Вип. 15.1. С. 102–107.
434. Шеремет І. Характеристика стану справ в мисливському господарстві галузі. Державне агентство лісових ресурсів України. URL: [http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art\\_id=118322&cat\\_id=81209](http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art_id=118322&cat_id=81209) (дата звернення 20.09.2016 р).
435. Шишкин А.С. Заяц–беляк Средней Сибири. Красноярск, 1988. 180с.
436. Шищенко П.Г. Физическая география Украины. Київ, 2008. 240 с.
437. Шулятьев А.А., Андреев М.Н., Гребнев И.А. Охотничьи ресурсы общедоступных угодий и порядок распределения разрешений на их добычу для любительской и спортивной охоты. Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства. 2012. Вып. 1. С. 300–302.
438. Щербина І.О. Наконечний І.В. Еколого–економічні шляхи оптимізації структурно–функціональної організації системи мисливського господарства України. Глобальні та національні проблеми економіки. 2016. Вип. 14. С. 697–702.
439. Экономико–математическое моделирование. URL: <http://studopedia.su> (дата звернення 17.11.2016 р).

440. Юдин В.Г. Лисица Дальнего Востока СССР. Владив., 1986. 282 с.
441. Юринець В.Є. Методологія наукових досліджень: навч.пос. Львів, 2011. 178 с.
442. Якубенко Б.Є. Природні кормові угіддя Лісостепу України: флора рослинність, динаміка, оптимізація.: дис... д-ра наук: 03.00.05 / Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України. Київ, 2008.
443. Яненко В. О. Екологічні особливості популяцій перепела (*Coturnix coturnix*) в Україні (щільність, чисельність, міграції, охорона):дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16 / Держ. екол. акад. післядиплом. освіти та упр. К., 2012. 200 с.
444. Ярема В. Європа прощається з куріпкою? Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2010. № 11. С. 7.
445. Яцик М. Мисливське господарство Рівненщини: успіхи, вади, перспективи. Всеукраїнська газета «Полювання та риболовля». 2017. № 1 (183). С. 4.
446. Aebischer N.J., Ewald J.A. Grey Partridge *Perdix perdix* in the UK: recovery status, set-aside and shooting. *Ibis*. 2010. №152(3). P. 530–542.
447. Agriculture and the conservation of wildlife biodiversity – comparative analysis of policies in the USA and the EU. URL: <https://www.researchgate.net/publication/46472479> (дата звернення 26.07.2016 р).
448. Albouy R. L'alimentation du faisan. *Tribune Monde rural*. 1974. V. 24, № 273. P. 12.
449. Almasan H., Cazacu I. Der Hase in der Sozialistischen Republik Rumänien. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Warszawa, 1976. P. 29–31.
450. Andreasen C., Stryhn H., Strebjg C. Decline of the flora in Danish Arable fields. *J. Appl. Ecol.* 1996. №33.P.619–626.
451. Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International. Oxford, 2004. 374p.
452. Borowski S., Buchalczyk T. Liscębnosę zajęcy no terenie opolowanym i nie opolowanym. *Łowiec polski*. 1968. № 20. P. 6–7.
453. Brandt K., Glemnitz M. Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. *Environ Monit Assess.* 2014. № 186(2). P. 679–697.
454. Bro E., Deldalle B., Massot M., Reitz F.O., Selmi S. Density dependence of reproductive success in grey partridge *Perdix perdix* populations in France: management implications. *Wildl Biol.* 2003. № 9(2). P. 93–102.
455. Caboń–Raczyńska K. Variability of the body weight of european hares. *Acta theriol.* 1974. Vol. 19, N 1–13. P. 69–80.
456. Conserving the brown hare. URL: <https://www.gwct.org.uk/media/208618/Conserving-the-Brown-Hare.pdf> (Last accessed 15.07.2017).

457. De Leo G.A., Focardi S., Gatto M, Cattadori I.M. The decline of the grey partridge in Europe: comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecol Model.* 2004. № 177(3–4). P. 313–335.
458. Delany M.J. Rabies and fox ecology. *Mammal Ecology.* Glasgow & London, Chpman & Hall, 1982. P. 136–139.
459. Dhondt A.A. Wildlife population dynamics and regulation: the implications of non–linear models. *Trans 17th Congr. Int. Union Game Biol.* Brussels, 1985. P. 163–172.
460. Drohnen sollen Rehe vor Tod durch Mäher retten. URL: <https://www.welt.de/vermischtes/article140814078/Drohnen-sollen-Rehe-vor-Tod-durch-Maeher-retten.html>. (Last accessed 15.02.2017).
461. Duff J.P., Whitwell K., Chasey D. The emergence and epidemiology of European brown hare syndrome in the UK. *Proc. 1 st int. Symp. Calciviruses ESW.* 1997. P. 176–181.
462. Dziedzic R., Dzieciołowski R., Bresiński W., Wasilewski M., Flis M., Wójcik M., Beeger S., Olszak K., Czyżowski P., Przypaśniak J., Wawrzyniak P. Charakterystyka populacji zajęcy w wybranych obszarach Polski w latach 1997 – 1999. *Materiały II Krajowej Konferencji Włocławek 7–9 września 2000 roku.* 2000. P. 64–73.
463. Eiberle K., Matter J.–F. Ergebnisse einer Streckenanalyse beim Feldhasen. *Z. Jagdwiss.* 1982. Bd. 28, h. 3. S. 178–193.
464. Erlinge S., Frylestam B., Goransson G., Hogstedt G., Liberg O., Loman J., Nilsson I. N., Schantz T. Von, Sylven M. Predation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. *Holarct. Ecol.* 1984. №7. P. 300–304.
465. Everaars J, Frank K, Huth A. Species ecology and the impacts of bioenergy crops: an assessment approach with four example farmland bird species. *GCB Bioenergy.* 2014. №6(3). P. 252–264.
466. Flux J.E. Hare numbers and diet in the alpine basin in New Zealand. *Proc., N. Z. Ecol. Soc.* 1967. N 14. P. 27–33.
467. Frylestam B. Agricultural land use effects on the winter diet of Brown Hares (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. *Mammal Rev.* 1986. №16(3/4). P. 157–161.
468. Frylestam B. Utilization of farmland habitats by European hares (*Lepus europaeus*) in Southern Sweden. *Viltrevy,* 1980. P. 271–284.
469. Gayic I. Značaniyi parametric produktivnosti I nyihove fenotipske poveranosti u populaciji fasana *Phasianus colchicus* sp. *Archiv za polyoprivredne nauke.* 1975. T. 28, № 101. S. 91–132.
470. Google–photo. URL: <http://dobrobut.kr.ua/produkcija/zernouborochnye-kombainy/claas-lexion-600.html> (Last accessed 15.12.2016).
471. Goszcsynski J., Ryszkowski L., Truszkowski J. The role of the European hare of the diet of predators in cultivated field system. *Ecol. and manag. Europ. hare populations.* Warszawa: Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 127–133.



472. Goszczynski J. & Wasilewski M. Predation of foxes on a hare population in Central Poland. *Acta Theriol.* 1992. №37 (4), P. 329–338.
473. Guidelines for re-establishing grey partridges through releasing. *Game & Wildlife Conservation Truct.* URL: <https://www.gwct.org.uk/media/208634/guidelines-for-re-establishing-greypartridges-through-releasing.pdf> (дата звернення 15.09.2015 р).
474. Hackländer K. Tataruch F. Ruf T. The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). *Physiological and Biological Zoology.* 2002. №75. P. 19–28.
475. Hald A.B. The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. *J Appl Ecol.* 1999. № 36(1). P. 24–32.
476. Harris P., Duff K. The brown hare. *Animals.* 1970. № 5. P. 96–99.
477. Henderson I.G., Cooper J., Fuller R.J., Vickery J. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J Appl Ecol.* 2000. № 37 (2). P. 335–347.
478. Henderson I.G., Holland J.M., Storkey J., Lutman P., Orson J., Simper J. Effects of the proportion and spatial arrangement of un-cropped land on breeding bird abundance in arable rotations. *J Appl Ecol.* 2012. № 49(4). P. 883–891.
479. Jezierski W. Studies on the European hare. VII. Changes in some elements of the structure and size population. *Acta theriol.* 1965. Vol. 10, N 1–5. P. 11–25.
480. Joannon A., Bro E., Thenail C., Baudry J. Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird. *Agron Sustain Dev.* 2008. № 28(3). P. 379–387.
481. Kamieniarz R., Panek M. Game animals in Poland at the turn of the 20th and 21st century. *Stacja Badawcza—OHZ PZŁ. Czempień,* 2008.
482. Kauhala K., Kowalczyk R. Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna – a review. *Current Zoology.* 2011. № 57(5). P. 584–598.
483. Keith L.B. Role of food in hare population cycles. *Oikos.* 1983. Vol. 40, N 3. P. 385–395.
484. Kovaács G., Oscényi M. Age structure and survival of a European hare population determined by periosteal growth lines. Preliminary study. *Acta ecol. appl.* 1981. 2. N 3. P. 241–245.
485. Kroll M. Erkenntnisse und Erfahrungen bei der Aufzucht und Bewirtschaftung von Fasan. *Unsere Jagd.* 1975. V. 25, №. 3. S. 70–71.
486. Krystianiak S., Kozuszek R., Kontecka H. Quality and ultrastructure of eggshell and hatchability of eggs in relation to eggshell colour in pheasants. *Animal Science Papers and Reports.* 2005. № 23. P. 5–14.
487. Lamarque F., Barratt J., Moutou F. Principle diagnoses for determining causes of mortality in the European hare (*Lepus europaeus*) found dead in

- France between 1986 and 1994. *Gibier Fauna Sauvage, Game Wildlife*. 1996. №13. C. 53–72.
488. Law No. LV. of 1996 on the protection, management and hunting of wildlife. URL: <https://www.ecolex.org/details/legislation/law-no-lv-of-1996-on-the-protection-management-and-hunting-of-wildlife-lex-faoc010591> (дата зверн. 26.7.2016 р).
489. Lesage J. (2009). Intégrer la Biodiversité dans les Systèmes d'Exploitations Agricole, Pratiques, IBIS, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. URL:<http://www.agriculturebiodiversite.fr/ameliorer-la-biodiversite/adopter-de-nouvelles-pratiques-agricoles/reduire-limpact-des-machines-sur-la-faune-sauvage.html> (Last accessed 15.12.2016).
490. Lindström E.R., Andrén H., Angelstam P., Cederlund G., Hörnfeldt B., Jäderberg L., Lemnell P.A., Martinsson B., Sköld K., Swenson J.E. Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*. 1994. №75 (4). P. 1042–1049.
491. Lockow K.–W. Dittrich G. Ist die Eissprosse ein objektives Beurteilungskriterium des Rothirschgeweiches. *Unsere Jagd*. 1986. Bd. 36, N 9. S. 268–269.
492. Luders H. 1989. Was ist bei der Zucht, Haltung und Fütterung von fasanen zu beachten? *DGS*, 1989. № 13. S. 547–551.
493. Maillard J., Suffran Y., Omnès F. *Machinisme agricole et faune sauvage. Faune sauvage*. 2011. № 291. P. 49–54.
494. Matheson C. Fluctuation in numbers of brown hares. *Proc. Zool. Soc. London*. 1964. Vol.143, N 2. P. 331–333.
495. Melin B.J.–M., Damange J.–P. Nouzilly Selection sur couveison naturelle une souche de faisans (*Phasianus colchicus* L) elewvee en captivite. *Z. Jagdwiss*, 2002. T. 48. P. 327–339.
496. Meyer S., Wesche K., Krause B., Leuschner C. Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s—a cross-regional analysis. *Divers Distrib*. 2013. № 19(9). P. 1175–1187.
497. Möller D. Die Fertilität der Feldhasenpopulationen. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Warszawa: Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 69–74.
498. Murray J.D., Stanley E.A., Brown D.L. On the spetial spread of rabies among foxes. *Proc. Roy. Soc. Londoni*, 1986, B229, N 1255, P. 111–150.
499. Novytskyi V.P., Mitay I.S., Grishchenko S.M. Habitat use of grey partridge in agricultural landscapes (the case of Ukrainian forest steppe). *Ukrainian Journal of Ecology*. 2017. №7 (1), P. 58–60.
500. Novytskyi V.P., Shumyhai I.V. Population dynamics and state of resources of the Gray partridge (*Perdix perdix* L) in today's Forest–steppe of Ukraine. *The scientific method*, 2017. №9 (9). P. 19–21.
501. Olech B. Uber Merkamale der Altersstruktur beim Rebhuhn (*Perdix perdix* L). *Z. Jagdwiss*. 1969. № 3. S. 106–108.

502. Orłowski G., Czarnecka J., Panek M. Autumn–winter diet of Grey Partridges *Perdix perdix* in winter crops, stubble fields and fallows. *Bird Study*. 2011. № 58 (4). P. 473–486.
503. Panek M. Density–dependent brood production in the grey partridge *Perdix perdix* in relation to habitat quality. *Bird Study*. 1997. № 44. P. 235–238.
504. Panek M., Kamieniarz R., Brésinski W. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriol.* 2006. №51 (2). P. 187–193.
505. Panek M., Kamieniarz R., Bresinski W. The experimental removal of redfoxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in Western Poland. *Acta Theriologica*. 2006. №51(2). P. 187–193.
506. Pépin D. Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large–scale farming area. *J. Appl. Ecol.* 1987. Vol. 24, N 3. P. 725–734.
507. Pépin D. Phase finale du cycle de reproduction du lièvre, *Lepus europaeus*. *Mammalia*. 1977. Vol. 41, N 2. P. 221–230.
508. Pépin D. Structure de populations de lièvres en automne dans différents agrosystèmes. *Ann. Zool. Ecol. anim.* 1978. Vol. 10, N 1. P. 97–112.
509. Pepin D. Dynamicsof aheavily exploited population of brown harein alarge–scale farming area. *Journal of Applied Ecology*. 1987. № 24(3). P. 725–734.
510. Petrow P. Über den Hasenbestand in Bulgarien. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Warszawa: Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 1–3.
511. Pielowski Z. Cats and Dogs in The European Hare Hunting Ground. *Ecology and management of European hare populations*. PWRiL. 1976. P. 153–156.
512. Pielowski Z. Die Jaresbilanz einer Hasenpopulation in Polen. *Taguncber. Dtsch. Akad. Landwirtschaftswiss.* Berlin, 1968. N 4. S. 129–137.
513. Pielowski Z. Hunting activity vs. population dynamics of the European hare. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 259–263.
514. Pielowski Z. Number of young born and dynamics of the European hare populations. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Warszawa: Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 76–78.
515. Pielowski Z. On the present state and perspectives of the European hare breeding in Poland. *Ecol. and manag. Europ. hare populations*. Warszawa: Panstv. w–wo roln. i lesne, 1976. S. 25–27.
516. Pielowski Z. The individual growth curve of thehare. *ActaTheriol.* 1971. Vol. 16. P. 79–88.
517. Pinkowski M. Drapiezniki i ich ofiary – presja lisa na populację zająca. *Łowiec Pol.* 6. 1995. P. 23–25.
518. Potts G.R. *The partridge. Pesticides, predation and conservation*. London, 1986.

519. Przyczyny spadku populacji zająca szaraka w Polsce. Lublin, 2000. URL: [https://www.mos.gov.pl/g2/big/2009\\_04/7486301c75e776017de989221eb11496.pdf](https://www.mos.gov.pl/g2/big/2009_04/7486301c75e776017de989221eb11496.pdf). (дата звернення 10.09.2015 р).
520. Ralls K. Mammals in which females are larger than males. *Quart. Rev. Biol.* 1976. Vol.51, N 2. P. 245–276.
521. Reichlin T., Klansek E., Hackländer K. Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *Eur. J. Wildlife Res.* 2006. №52. P. 109–118.
522. Reitz F., Gouache C., Soyeux D., Serre, D. L'effaroucheur électronique à ultrasons «Game-System»: quelle efficacité pour le lièvre? *Bull. Mens. ONC.* 1993. № 184. P.10–15.
523. Rettung für junge Rehe. URL: <http://www.dw.com/de/rettung-f%C3%BCr-junge-rehe/a-17736035> (Last accessed 15.02.2017).
524. Reynolds J.C., Tapper S.C. Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern *Wildlife Biology*. 1995. № 1. P. 145–158.
525. Roedenbeck I.A., Voser P. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *Eur. J. Wildlife Res.* 2008. №54:3. P.425–437.
526. Schröpfer R., Nyenhuis H. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus*, Pallas 1778). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 1982. №28, 213–231.
527. Schröpfer R., Nyenhuis H. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für Feldhase. *Z. Jagdwiss.* 1982. Bd. 28, N 4. S. 213–231.
528. Seber A. Gute und schlechte Hasenjahren. *Wild und Hund*. 1977. Bd. 80, N 4. S. 87–90.
529. Singer A., Kauhala K., Holmala K., Smith G. Rabies in northeastern Europe: The threat from invasive raccoon dogs. *J. Wildl. Diseases* 45. 2009. P. 1121–1137.
530. Smith R.K., Vaughan N.J., Harris S. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Rev.*, 2005. №35 (1). P. 1–24.
531. Smith R.K., Vaughan N.J., Robinson A., Harris S. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *J. App. Ecol.* 2004. №41. P. 1092–1102.
532. Spitler H. Zur Ursache des sptunghatten Streckenrückganges beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas., 1778) in den Jahren 1978 und 1979. *Z. Jagdwiss.* 1987. Bd. 33, N 3. S. 175–184.
533. Steineck T., Novotny N. Untersuchungen zum (EBHS) bei Feldhasen in Österreich. *Zajac. Warszawa*, 1995. P. 346–353.
534. Strauß E. Erfassung der Feldhasebesätze in Niedersachsen. *AFZ. Der Wald*, 1998. N 1. S. 18–19.

535. Strauss E., Pohlmeier K. Zur Populationsökologie des Feldhasen. Wo liegt der Hase im Pfeffer. NUA–Seminarreport. 2001. № 7. P. 5–20 [In German].
536. Sutor A., Schwarz S., Conraths F.J. The biological potential of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834) as an invasive species in Europe – new risks for disease spread. *Acta Theriologica*. 2014. № 59. P. 49–59.
537. Szederjei, Akos et al. Hasen, Rebhühner, Fasanen. Berlin 1959, 398 S.
538. Tapper S.C., Barnes R.F.W. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *J. Appl. Ecol.* 1986. №23. P. 39–52.
539. Thomas V.G. Bailey E.D. Influence of date of egg production and diet on pheasant chick development. *Canadian journal of zoology*. 1973. V. 51. P. 1149–1154.
540. Ustawa z dnia 13 października 1995 r «Prawo łowieckie». URL: <http://www.psr.waw.pl/doc/ust-prawo-low.pdf> (зверн. 26.07.2016 р).
541. Vaughan N., Lucas E., Harris S., White P.C.L. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales. Implications for farmland management. *J. Appl. Ecol.* 2003, 40(1). P. 163–175.
542. Wasilewski M. Environmental correlates of coccidiosis in hare population. *Mat. Symp. „Zajac” Czempin’92, PZŁ. Warszawa, 1995. P. 332–341.*
543. Wie Jäger mit Drohnen Rehkitze vor dem sicheren Tod bewahren. URL: <http://www.zeit.de/news/2017-05/27/tiere-jaeger-retten-mit-drohnen-rehkitze-vor-den-maedreschern-27112004>. (Last accessed 15.02.2017).
544. Wincentz J. Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. *National Environmental Research Inst*, 2009. C.45–54.
545. Wlodek K., Krzywinski A. Zu Biologie und Verhalten des Marderhundes in Polen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*. 1986. № 32. P. 203–215.
546. Woloch A., Roženko N. Acclimatization of the raccoon dog in southern Ukraine. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*. 2007. № 32. P. 409–422 (in German).
547. Wynne-Edwards V.C. Population control in animals. *Scient. Amer.* 1964. Vol. 211, N 2. P. 68–74.
548. Zákon Slovenskej republiky zo 16. júna 2009 o poľovníctve a o zmene a doplnení niektorých zákonov. URL: <http://www.zakonypreludi.sk/zz/2009-274> (дата звернення 26.07.2016 р).

# **Монографія**

**Новицький Василь Петрович**

## **Мисливські ресурси агроландшафтів України: стан та проблематика управління (на прикладі лісостепової зони)**

Видавництво УкрДГРІ  
Р. с. серія ДК № 182 від 18.09.2000 р.  
04114, м. Київ-114, вул. Автозаводська, 78а

---