

ТАВРІЙСЬКА ДЕРЖАВНА АГРОТЕХНІЧНА АКАДЕМІЯ

На правах рукопису

ВОЛОХ АНАТОЛІЙ МИХАЙЛОВИЧ

УДК 599. 325. 1: 591. 3

**ВЕЛИКІ ССАВЦІ ПІВДЕННОЇ УКРАЇНИ В XX СТ.
(ДИНАМІКА АРЕАЛІВ, ЧИСЕЛЬНОСТІ, ОХОРОНА ТА
УПРАВЛІННЯ).**

03. 00. 08 - зоологія

Дисертація на здобуття вченого ступеню
доктора біологічних наук

Науковий консультант: д.б.н., проф. В. І. Лисенко

Київ – 2004

ЗМІСТ

Вступ.....	5
Розділ 1. Матеріал і методи досліджень	21
1.1. Об'єкти дослідження.....	21
1.2. Польові дослідження.....	21
1.3. Камеральні дослідження.....	23
1.4. Методи аналізу та обробки зібраних матеріалів.....	23
Розділ 2. Сучасні умови існування великих ссавців у Південній Україні .	31
2.1. Рельєф та ландшафти	31
2.2. Рослинність та ліси	33
2.3. Кліматичні особливості	45
Розділ 3. Стислий нарис історії формування макротеріофауни	51
3.1. Стан фауни макротеріофауни в доісторичні часи	51
3.2. Зміни макротеріофауни в голоцені	57
3.3. Вплив на фауну акліматизаційних і реакліматизаційних заходів.....	63
3.4. Сучасні тенденції розвитку макротеріофауни	69
Розділ 4. Особливості формування південних меж сучасних ареалів.....	73
4.1. Пульсація ареалів і її причини.....	74
4.2. Основні етапи формування меж і мережива ареалів	82
4.2.1. Європейська козуля.....	83
4.2.2. Лось.....	90
4.2.3. Дикий кабан.....	96
4.3. Сучасна роль рефугій і екологічних русел.....	106
4.4. Особливості міграції ссавців та їхня роль у формуванні південних популяцій.....	109
4.5. Загальні закономірності у формуванні південних популяцій макромамалій і меж ареалів	125
Розділ 5. Динаміка південних популяцій великих ссавців.....	132
5.1. Використання біотопів ссавцями	132

5.2. Динаміка просторової структури угруповань деяких великих ссавців.....	142
5.3. Стадність та її мінливість	145
5.4. Динаміка чисельності	159
5.4.1. Динаміка чисельності угруповань копитних	160
5.4.2. Динаміка чисельності угруповань зайця-русака	172
Розділ 6. Відтворювальна здатність південних угруповань великих ссавців та їх структура	181
6.1. Відтворювальна здатність угруповань копитних	181
6.1.1. Європейська козуля.....	182
6.1.2. Лось.....	185
6.1.3. Благородний олень.....	189
6.1.4. Дикий кабан.....	194
6.2. Відтворювальна здатність угруповань зайця-русака	199
6.3. Смертність та її вплив на популяції	204
6.3.1. Вплив хижаків на угруповання інших ссавців	218
6.3.2. Полювання як причина високої смертності великих ссавців	227
Розділ 7. Характеристика деяких морфологічних показників великих ссавців на півдні України	232
7.1. Морфологічні адаптації у аборигенних видів і їхнє еволюційне значення	233
7.1.1. Популяційна мінливість краніологічних показників деяких копитних	234
7.1.2. Мінливість краніологічних показників ссавців із відроджених угруповань	242
7.1.3. Мінливість морфологічних ознак у аборигенних ссавців	255
7.2. Деякі зміни екстер`єру у акліматизованих ссавців.....	268
Розділ 8. Особливості управління ресурсами великих ссавців та охорона їхніх угруповань	273
8.1. Загальні підходи до управління ресурсами диких тварин	273

8.1.1. Управління ресурсами великих ссавців наприкінці XX ст. та його оптимізація у XXI ст.	279
8.1.2. Сучасні форми використання ресурсів великих ссавців	298
8.2. Охорона і відтворення угруповань рідкісних видів	310
8.2.1. Поширення і чисельність деяких рідкісних ссавців в Україні.....	312
8.2.2. Заходи щодо відновлення угруповань деяких рідкісних ссавців.....	319
Висновки	324
Список використаних джерел	327
Додатки	383

ВСТУП

Південні райони України являються місцями мешкання багатьох великих ссавців, які становлять значну національну та господарську цінність. Більшість з їхніх угруповань сформувалося у другій половині XX ст. під впливом природоохоронних та акліматизаційних заходів. Інтродукція великої кількості ссавців та їх самостійне проникнення у нові місця існування сприяло відновленню історичних ареалів таких, у недалекому минулому рідкісних видів, як дикий кабан, благородний олень, лось, європейська козуля, річковий бобер, білка, видра, борсук та інші. Масштабні роботи з акліматизації тварин призвели до формування у степовій зоні осередків ондатри, єнотоподібного собаки, європейського муфлона, лані, американської норки, нутрії, які ніколи не мешкали на даній території. А поява в південних районах України палеотропічного шакала [354] взагалі стала унікальним зоогеографічним явищем. Таким чином, упродовж XX ст. фауна великих ссавців зазнала суттєвих змін, а певні з них отримали режим найбільшого сприяння з боку людини. Натомість, деякі з вузькоспеціалізованих видів виявилися непристосованими до нових умов існування і їхні популяції опинилися в дуже скрутному становищі. Це потребувало прийняття спеціальних законодавчих рішень [201], зокрема, включення перев'язки, горностая, степового тхора, європейської норки та деяких інших ссавців до Червоної Книги України (1994), а хохулі – до Червоної Книги МСОП.

Зараз на півдні України зосереджені значні людські ресурси і розташовані такі великі урбанізаційні центри як Дніпропетровськ, Донецьк, Запоріжжя, Кривий Ріг, Одеса та інші. Тому більшість природних комплексів знаходиться під відчутним негативним впливом сільськогосподарського і промислового виробництва. Незважаючи на це, лише у степовій зоні, площа якої складає біля 30% від території усієї країни, мешкає біля 20% кабанів, 65 % ланей, понад 30 % козуль, 30 % благородних оленів, біля 45 % зайців та багато інших ссавців.

Відновлення ареалів копитних і формування їх угруповань дозволило у більшості південних районів вже в 1968/73 рр. розпочати господарське використання ресурсів лося, дикого кабана та козулі, а згодом – лані, муфлона, благородного та плямистого оленів. Проте, у 90-х роках ХХ ст. в Україні стало помітним скорочення чисельності більшості популяцій, біомаса крупних ссавців знизилася більш, ніж в 1,5 рази, а частка видобутку скоротилася з 11 до 7% від їх загальної чисельності [341]. Натомість популяції деяких видів (лисиця, вовк, борсук, видра), попри весь негативний вплив антропогенних і природних чинників, зросли, а останні два види навіть розширили ареал.

З часів отримання Україною незалежності, дуже змінилася соціально-економічна ситуація в державі і за її межами, законодавча база щодо використання ресурсів тваринного світу та їх охорони [199, 200, 203]. У свою чергу, відновлення приватної власності на землю та нові тенденції в аграрному секторі породили проблему більш ефективного використання неякісних сільськогосподарських угідь. Це потребувало пошуків нових підходів для охорони та господарського використання ресурсів великих ссавців.

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Зусиллями багатьох дослідників [10, 68, 302, 430, 431] було виявлене скорочення ареалів, чисельності популяцій і видового різноманіття великих ссавців, яке відбулося наприкінці ХІХ та на початку ХХ ст. під тиском антропогенного чинника. Але подібні процеси спостерігалися і в більш давні часи [46, 48, 81, 83, 84, 324, 325], коли вплив людини на тваринний світ не був таким значним, як зараз. Натомість, упродовж ХХ ст., незважаючи на інтенсивну трансформацію степової біоти, макротеріофауна не збідніла, а, навпаки, збагатилася новими видами. При цьому відбулося відновлення та розквіт угруповань ссавців, які тривалий час були взагалі відсутні на півдні України, що виявило хибність сучасних уявлень про тенденції розвитку фауни, недостатність наших знань з динаміки чисельності популяцій, а також показало необхідність подальшого вдосконалення теорії ареалу.

Вибір великих ссавців для досліджень, з одного боку, пояснюється тривалим моніторингом (~ 40 років) їх популяцій на державному рівні, господарською цінністю та значною вразливістю з боку людини, а, з другого, – слабкою вивченістю цієї групи тварин в Україні. У зв'язку з молодістю сучасних угруповань, недослідженими залишаються: відтворювальна здатність копитних, деяких хижих та гризунів, параметри та мінливість їх краніологічних і екстер'єрних ознак тощо. Це ускладнює встановлення таксономічного статусу популяцій, розробку методології використання, відтворення ресурсів та охорони їх угруповань. Існує також декілька причин, які обумовлюють проведення досліджень саме в південних районах, зокрема, це: 1) розташування у степовій зоні пульсуючих околиць ареалів одних видів і центрів інших; 2) суттєва трансформація середовища існування; 3) значна динамічність фауністичних і популяційних процесів.

Вивчення великих ссавців на півдні України має сприяти виявленню сучасних тенденцій розвитку макротеріофауни та динаміки ареалів, механізмів регуляції чисельності, мікроеволюційних особливостей популяцій, а також розробці заходів з охорони та управління ресурсами.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дослідження було розпочато у Мелітопольському державному педагогічному інституті виконанням наукових тем: а) *“Фауна і екологія тварин північно-західного Приазов'я та створення фауністичних кадастрів”* – № 01860127724 (1985/90 рр.); б) *“Вивчення фауністичних комплексів півдня УРСР та розробка наукових основ моніторингу”* (1990/95 рр.); в) *“Розробка програми про моніторинг і підтримку біологічного різноманіття у водно-болотних угіддях України”* – № 0196V014219 (1995-2002 рр.), а також у Запорізькому державному університеті при виконанні теми: *“Розробка наукових основ підвищення чисельності популяцій мисливських тварин Нижнього Подніпров'я”* – № 019110041719 (1991/96 рр.). Заключний етап роботи над дисертацією припав на виконання держбюджетної теми у Таврійській державній агротехнічній академії: *“Розробка програми альтернативного використання малопродуктивних*

сільськогосподарських угідь шляхом створення мисливських ранкових господарств” – № 0102V000694 (2001/04 pp.).

Мета і задачі роботи. За мету було обрано фундаментальне дослідження динаміки фауни, ареалів і чисельності популяцій великих ссавців у трансформованій степовій біоті. Для її досягнення були поставлені наступні основні задачі:

1. Вивчення особливостей формування сучасної макротеріофауни та встановлення тенденцій її розвитку.
2. Дослідження динаміки меж ареалів великих ссавців у часі та просторі.
3. Оцінка впливу інтродукції тварин на теріофауну і на стан популяцій певних видів.
4. Вивчення динаміки чисельності і відтворювальної здатності великих ссавців у спрощених екосистемах степової зони.
5. Визначення особливостей функціонування популяцій великих ссавців на південній межі їх поширення в Україні.
6. Порівняння ссавців з різних частин ареалу за краніологічними та екстер`єрними показниками.
7. Аналіз стану ресурсів мисливських ссавців та розробка заходів по управлінню ними.
8. Дослідження стану угруповань рідкісних видів, визначення їх статусу, а також розробка системи заходів по їх збереженню і відтворенню.

Наукова новизна отриманих результатів. Вперше проведене цілісне порівняльне дослідження великих ссавців, які мешкають у найбільш трансформованій природній зоні світу. Це дало можливість: 1) виявити основні етапи формування сучасної макротеріофауни та визначити тенденції її розвитку; 2) вивчити особливості динаміки південних меж, мережива ареалів великих ссавців у XX ст. та встановити її причини; 3) запропонувати концепцію нестабільності фауни і стану популяцій великих ссавців у степовій зоні, а також концепцію формування і функціонування периферійних популяцій; 4) встановити проникнення на територію України шакала, який є новим видом нашої фауни, а також розселення видри і лісової куниці; 5) проаналізувати особливості

динаміки чисельності великих ссавців та дослідити параметри їх відтворювальної здатності; 6) виявити дивергенцію південних угруповань козулі та кабана за краніологічними ознаками, а також зміну гено- та фенотипу дикого кабана під впливом інтродукції; 7) запропонувати використання фенетичного методу при вивченні міграцій; 8) виявити перевагу у молодому віці копитних за краніологічними ознаками над перевесниками з північних частин ареалу та її відсутність у дорослих тварин; 9) встановити у аборигенних видів залежність динаміки екстер'єрних показників і маси тіла від вікової структури популяцій, біологічного циклу та фізико-географічних особливостей регіону; 10) виявити у єнотоподібного собаки значне збільшення довжини тіла порівняно з предковою формою; 11) встановити причини низького приросту чисельності лося і дослідити механізми регуляції чисельності благородного оленя в умовах островної ізоляції; 12) дослідити стан популяцій рідкісних видів, запропонувати зміну їх охоронного статусу в Україні, а також розробити заходи по збереженню та відновленню їхніх угруповань.

До цього часу залишалися невідомими параметри та мінливість вторинних статевих ознак (роги та ікла) козулі, дикого кабана та муфлона із степових районів – цей недолік було ліквідовано виконанням відповідних досліджень. Вперше було встановлено, що у диких свиней ріст іклів закінчується з настанням статевої зрілості, тоді як у сікачів він триває все життя.

Теоретичне і практичне значення роботи. Внаслідок проведених досліджень встановлені тенденції розвитку макротеріофауни, закономірності формування південних окраїнних популяцій та пульсації меж ареалів великих ссавців. У роботі проаналізовані особливості популяційних процесів, відтворювальної здатності угруповань аборигенних і інтродукованих видів, встановлена залежність динаміки їх чисельності від впливу природних умов та антропогенного чинника, а також трофейна цінність копитних. На основі отриманих даних запропоновано концепцію просторового та кількісно-якісного управління ресурсами мисливських ссавців, заходи по їх відтворенню, а також законодавчі та практичні кроки по збереженню рідкісних видів.

Упродовж 1982-2003 рр. результати дисертаційного дослідження використовувались для управління угрупованнями диких ссавців на території державних ландшафтних заказників «Старо-Бердянський ліс», «Коса Обитічна» (Запорізька обл.), а також при виконанні проектів впорядкування мисливських угідь у Дніпропетровській, Запорізькій, Київській, Хмельницькій областях та АР Крим. У 2002-2003 рр. вони стали основою при підготовці проектів «Розробка програми збереження і відтворення мисливської фауни в АР Крим», «Розробка програми збереження, відтворення і раціонального використання копитних ссавців в АР Крим» та «Розведення благородного оленя (*Cervus elaphus Brauner*) в Байдарській долині».

Результати досліджень також були використані дисертантом у НДІ біорізноманіття наземних та водних систем України при розробці проектів (2000/02 рр.) для офісу «World Wildlife Fund for Nature» в Україні:

- 2002 р. – «Створення Ветланд-парку у м. Ізмаїлі Одеської області»;
- 2000-2001 рр. – «Сучасний стан біорізноманіття і господарського використання Стенцовсько-Жебріянських плавнів дельти Дунаю»;
- 2000-2001 рр. – «Розробка плану відтворення і підготовки матеріалів для менеджмент-плану острова Татару (р. Дунай)»;
- 2001 р. – «Менеджмент-план польдера Кугурлуй (р. Дунай)»;
- 2001-2002 рр. – «Розробка бачення перспектив екологічного відтворення дельти Дунаю та визначення ділянок для майбутніх пілотних проектів».

Результати проведених досліджень також використовувались при виконанні окремих розділів проектів:

- 1996 р. – Організація зоологічного парку та рекреаційної зони АвтоЗАЗу;
- 1996-1997 рр. – Наукове обґрунтування створення у Донецькій області національного парку «Меотида»;
- 1997-1998 рр. – Наукове обґрунтування створення у Запорізькій області Приазовського національного парку.

Окрім того, матеріали дисертаційної роботи увійшли до методичної та довідкової літератури:

1. “Мониторинг и поддержание биологического разнообразия водно-болотных угодий Украины: Научная программа”. – Мелитополь: Брандта, 1995. – 292 с.
2. “Червона книга України. Тваринний світ”. – К.: Українська енциклопедія, 1997. – 462 с.
3. “Настанова з упорядкування мисливських угідь”. – К.: Вид-во Держкомлісу України, 2002. – 113 с.

Дані, отримані в роботі, були використані автором під час викладання дисциплін «Зоологія хребетних» та «Екологія» в Мелітопольському державному педагогічному інституті. Більш широке застосування вони знайшли при викладанні у Таврійській державній агротехнічній академії нормативних курсів «Загальна екологія» та «Біологія», спецкурсів «Біологія мисливських тварин», «Трофейна справа» та інших за спеціальністю 6.070.800 «Екологія та охорона навколишнього середовища».

Особистий внесок автора. Дисертантом особисто виконані всі розділи роботи, обґрунтовано методологію проведення досліджень, розроблено робочі гіпотези, проведено відповідні камеральні та польові дослідження, обліки чисельності ссавців, виконано статистичні обрахунки зібраних матеріалів та узагальнення, накреслено мапи поширення видів, зроблено ретроспективний аналіз динаміки південної межі ареалів, підготовлені робочі праці та інше.

В дисертаційній роботі також використані результати спільних досліджень наукового співробітника Одеського національного університету М.В. Роженка та автора про розселення і біотопне поширення єнотоподібного собаки, формування морфологічних адаптацій, а також спільні матеріали про формування ареалу шакала в Україні, які було опубліковано у відповідних працях. При дослідженні географічної мінливості екстер'єрних показників та маси зайця-русака для порівняння були використані матеріали із лісостепу та Полісся з дозволу їх

автора – кандидата біологічних наук, старшого наукового співробітника Національного науково-природознавчого музею НАН України Л.С. Шевченко

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати досліджень доповідалися на 32 наукових форумах. Зокрема на: всесоюзній науковій нараді “Вплив господарської діяльності людини на популяції мисливських тварин та середовище їхнього існування” (Кіров, 1980); III-VII-у з’їздах всесоюзного теріологічного товариства АН СРСР та Росії (Москва, 1982, 1986, 1990, 1994, 1999, 2003 рр.); III-й всесоюзній науковій нараді “Рідкісні види ссавців СРСР та їх охорона” (Москва, 1983); III-й всесоюзній науковій нараді “Проблеми регіональної екології тварин в циклі зоологічних дисциплін педвузу” (Вітебськ, 1984); VIII-й всесоюзній науковій нараді “Перспектива і ретроспектива зоогеографії суші” (Ленінград, 1985); всесоюзній науковій нараді з проблеми кадастру і обліку тваринного світу (Москва, 1986); VII-й всесоюзній науковій нараді по гризунам (Свердловськ, 1988); загальних зборах Українського відділення всесоюзного теріологічного товариства (Київ, 1987); міжнародному симпозіумі по лосю (Сиктивкар, 1990); Євро-Американському теріологічному конгресі (Іспанія, Сант’яго де Кампастела, 1998); міжнародних наукових конференціях та нарадах: “Фауна східних Карпат: сучасний стан і охорона” (Ужгород, 1993); “Рідкісні ссавці Росії та прилеглих територій” (Москва, 1997); “Актуальні питання збереження і відновлення степових екосистем на півдні України” (Асканія-Нова, 1998); “Збереження біорізноманіття басейна Дністра” (Кишинів, 1999); “Великі ссавці Карпат” (Івано-Франківськ, 2000); “Геоєкологічні і біоекологічні проблеми Північного Причорномор’я (Тирасполь, 2001); “Структура і функціональна роль тваринного населення в природних і трансформованих екосистемах” (Дніпропетровськ, 2001); “Муфлон: вчора, сьогодні, завтра” (Німеччина, Галле, 2003); “Інтегроване управління природними ресурсами басейну транскордонної ріки Дністер” (Кишинів 2004); всеукраїнських наукових і науково-практичних конференцій: “Зоологічні дослідження в Україні на межі тисячоліть” (Кривий Ріг, 2001); “Соціально-економічні проблеми природокористування та екології (Миколаїв, 2001);

“Лісове господарство, лісові меліорації на Нижньодніпровських пісках: стан, проблеми, перспективи (Цюрупинськ, 2002); “Наукові читання до 170-річчя заснування кафедри зоології Київського національного університету ім. Т. Шевченка та 100-річчя з дня народження проф. О.Б. Кістяківського” (Київ – Канів, 2004); національних та міжнародних Школах–семінарах теріологів природно-заповідних територій та біологічних стаціонарів (Харків – Гайдари, 1997; Тернопіль – Гутисько, 1999; Львів – Івано-Франкове, 2002; Сімферополь – Прохолодне, 2003).

Публікації. По темі дисертації опубліковано 63 роботи (24 з них у фахових виданнях); серед них: 3 – розділи у монографіях, 12 – у наукових журналах, 18 – у збірниках наукових праць 30 – у матеріалах конференцій, нарад тощо.

Статті у наукових виданнях:

1. Волох А.М. О взаимоотношении бобра и выдры в лесостепном Приднепровье // Поведение охот. животных: Сб. науч. ст. – Киров: Изд-во ВНИИОЗ. – 1981. – С. 102-104.
2. Волох А.М. Распространение и некоторые черты экологии бобрового жучка в бассейне Днепра // Экология. – 1982. – № 3. – С. 83-84.
3. Волох А.М. Расселение бобров в Кировоградской области // Вестн. зоол. – 1982. – № 6. – С. 86-87.
4. Волох А.М. Размножение европейского бобра (*Castor fiber* L.) в бассейне среднего Днепра // Экология. – 1982. – № 6. – С. 72-75.
5. Волох А.М., Гаттерманн Р., Гейдеке Д. Некоторые особенности экологии эльбского бобра на речке Таубе // Вестн. зоол. – 1987. – № 4. – С. 63-66.
6. Волох А.М., Архипчук В.А., Гулай В.И. и др. Особенности динамики численности зайца-русака на территории УССР // Изучение териофауны Украины, её рац. использ. и охрана. – К.: Наук. думка. – 1988. – С. 19-34.
7. Волох А.М. Тушканчик великий. Тхір степовий. Норка європейська. Перев'язка звичайна // Червона Книга України. Тваринний світ. К.: Українська енциклопедія. – 1994. – С. 392, 404-406.

8. Роженко М.В., Волох А.М., Поява звичайного шакала (*Canis aureus*) на півдні України // Вестн. зоол. – 2000. – Т. 34. – № 1-2. – С. 125-129 (автором зібрано частину матеріалу та проведено узагальнення).
9. Volokh A.M.. Land Mammals of the north-eastern Gydan Peninsula in 1989 // Heritage of the Russian Arctic: Research, conservation and international cooperation. – Moscow: Ecopros Publishers. – 2000. – P. 554-560.
10. Волох А.М. Нарис про ссавців Придунав'я і особливості менеджменту їхніх ресурсів // Заповідна справа. – Т.6. – Вип. 1-2. – К. – 2000. – С. 28-35.
11. Волох А.М. Міграції кабана та їхня роль у формуванні південних маргінальних популяцій в Україні // Вопросы биоиндикации и экологии. – Запорожье: Изд-во Запор. гос. ун-та. – 2002. – Вып. 7. – № 2-3. – С. 203-210.
12. Волох А.М. Динаміка краніологічних показників європейської козулі на південній межі поширення в Україні // Вісн. Запорізь. держ. ун-ту. Фіз.-матем. та біол. науки. – 2002. – № 2. – С. 117-122.
13. Волох А.М. Роль міграції ондатри в формуванні приазовського осередку її ареалу // Вісн. Луган. пед. ун-ту. Біол. науки. – 2002. – № 1 (45). – С. 36–40.
14. Волох А.М. Екологічна регуляція чисельності лося у південній частині України // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – 2002. – № 30. – С. 49-54.
15. Волох А.М. Некоторые экологические характеристики южной маргинальной популяции дикого кабана в Украине // Зоол. журн. – М. – 2002. – № 12. – С. 1506-1514.
16. Woloch A. Wachstumsdynamik der Eckzähne des Schwarzwildes des südlichen Ukraine // Zeits. für Jagdwissenschaft. – Berlin. – 2002. – N 48. – S. 186-193.
17. Волох А.М. Структура популяції дикого кабана (*Sus scrofa*) в степній Україні // Вестн. зоол. – 2002. – Т. 36. – № 6. – С. 51-56.
18. Woloch A. Aktueller Stand der Muffelwildpopulation in der Ukraine // Beiträge zur Jagd & Wildforschung. – 2003. – Bd. 28. – GmbH. – S. 135-141.

19. Волох А.М. Сучасне поширення видри (*Lutra lutra* L., 1758) в Україні та її чисельність // Вісник Запорізького держ. ун-ту. Фіз.-мат. та біол. науки. – 2003. – № 1. – С. 133-139.
20. Волох А.М. Сучасне поширення та чисельність перев'язки (*Vormela peregusna* Güeld., 1770) в Україні // Вопросы биоиндикации и экологии: Меведомств. науч. сб. – Запорожье: Изд-во Запор. гос. ун-та. – 2003. – Вып. 7. – № 2-3. – С. 203-210.
21. Волох А.М. Значення біогеографічних островів у формуванні популяцій великих ссавців та пульсації меж ареалів // Вчені записки Таврійського нац. ун-ту. Сер. біол., хім. – Сімферополь. – 2004. – Т. 17 (56). – № 2. – С. 12-22.
22. Князев С.П., Николаев А.Г., Волох А.М. и др. Анализ филогенетического сходства популяций домашних свиней и диких кабанов по антигенным профилям сывороточных аллотипов // Тр. Новосибирского гос. аграр. ун-та. – 2003. – Т. 183. – Вып. 1. – С. 128-134 (автором зібрано матеріали, які відносяться до України).
23. Волох А.М. Сучасний стан популяцій степового тхора (*Mustela eversmanni* Lesson, 1827) в Україні // Наук. вісн. Ужгород. держ. ун-ту. Сер. біол. – 2004. – Вип. 15. – С. 105-109.
24. Волох А.М. Поширення і чисельність європейської норки (*Mustela lutreola* L., 1766) в Україні // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – 2004. – № 35. – С. 38-53.
25. Роженко Н.В., Волох А.М. Заселение енотовидной собакой Северного Приазовья и Причерноморья // Исследования многообразия живот. мира: Труды зоомузея Одес. гос. ун-та. – Т. 3. – 1998. – С. 133-137 (автором зібрано більшість матеріалу та проведено узагальнення).
26. Волох А.М. Динамика стадности косули на южном пределе ареала в степной зоне Украины // Исследования многообразия животного мира: Труды зоомузея Одес. гос. ун-та. – Т. 3. – 1998. – С. 138-141.

27. Волох А.М. Краткий очерк истории формирования современной фауны охотничьих зверей в южных районах Украины // Проблемы изучения фауны юга Украины: Сб. науч. статей. – Одесса: Астро-Принт. – 1999. – С. 34-49.
28. Волох А.М. Деревно-чагарникова рослинність у живленні бобрів // Ліс. та мислив. журн. – К. – 2001. – № 2. – С. 41-42.
29. Волох А.М. Полувольное содержание и выращивание диких копытных с целью повышения экономической эффективности животноводства // Вісн. аграр. науки Причорномор'я. – Миколаїв. – 2001. – Вип. 3 (12). – Т. 2. – С. 393-400.
30. Волох А.М., Роженко М.В. Экстерьерные особенности еотовидной собаки из Причерноморья // Материалы по изучению животного мира: Тр. зоомузея Одес. гос. ун-та. – 2002. – Т. 4. – С. 116 –121 (автором зібрано більшість матеріалу та проведено узагальнення).
31. Волох А. М. Появление обыкновенного шакала у берегов Крыма // Вестн. зоол. – 2004. – Т. 38. – № 3. – С. 80.

Тези доповідей, матеріали наукових конференцій та нарад:

32. Волох А.М., Самарский С.Л. Регионы численности ондатры в Среднем Приднепровье // Природное и сельскохоз. районирование в СССР: Матер. всесоюз. науч. конф. – М. – 1981. – С. 120-121.
33. Волох А.М. Перевязка в Запорожской области // Редкие виды млекопитающих СССР и их охрана: Матер. 3 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1983. – С. 90.
34. Волох А.М., Кухленко С.И. Влияние спортивной охоты на популяцию зайца-русака в южных районах Украины // Пробл. регион. экологии животных в цикле зоол. дисциплин педвуза: Тез. докл. 3 всесоюз. конф. зоологов педвузов. – Витебск. – 1984. – Ч. 1. – С. 47-48.
35. Волох А.М. Фауна Запорожья в IX-XI ст. по материалам раскопок славянского поселения на острове Хортица // Перспектива и

- ретроспектива зоогеогр. суши: Тез. докл. 8 всесоюз. зоогеогр. совещ. – Л. – 1985. – С. 24-26.
36. Волох А.М. Возможные подходы при составлении кадастра животного мира СССР // Тез. докл. всесоюз. совещ. по проблеме кадастра и учёта живот. мира. – М. – 1986. – Ч. 1. – С. 66-67.
37. Волох А.М. Возрастно-половой состав и размер стад лося в степной зоне УССР // Тез. докл. 4 съезда всесоюз. териол. об-ва АН СССР. – М. – 1986. – Т. 1. – С. 181.
38. Волох А.М., Ракитянский И.Г. Современная граница ареала перевязки на юго-западе СССР // Тез. докл. 4 съезда всесоюз. териол. об-ва АН СССР. – М. – 1986. – Т. 3. – С. 89-90.
39. Волох А.М. Структура бобровой популяции в бассейне Днепра и продолжительность жизни бобров в природе // Грызуны: Тез докл. 7 всесоюз. науч. совещ. – Свердловск. – 1988. – Т. 2. – С. 76.
40. Волох А.М. Особенности формирования южной границы современного ареала европейской косули на Украине // Тез. докл. 5 съезда всесоюз. териол. об-ва АН СССР. – М. – 1990. – Т. 1. – С. 122-123.
41. Волох А.М. Некоторые аспекты социальной организации лося в маргинальной популяции на юго-западе СССР // Тез. докл. 3 междунар. симпоз. по лосю. – Сыктывкар: Изд-во УрО АН СССР. – 1990. – С. 100.
42. Волох А.М. Циклические флуктуации зайца-русака в Карпатах // Фауна східних Карпат: сучас. стан і охорона: Матер. міжнар. наук. конф. – Ужгород. – 1993. – С. 53-55.
43. Волох А.М., Кошелев А.И., Пересадько Л.В. Позвоночные животные как индикатор промышленного и бытового загрязнения городов и сёл юга Украины // Вестн. Днепропетров. гос. ун-та. – Днепропетровск. – 1993. – Вып. 1. – С. 95-96.
44. Волох А.М. Разведение редких непарнокопытных на Украине // Редкие виды млекопитающих России и сопредельных территорий: Тез. докл. междунар. науч. совещ. – М. – 1997. – С. 20.

45. Волох А.М. Половые различия морфологических признаков у зайца-русака в Приазовье // Актуаль. питання збереж. і відновлення степ. екосистем: Матер. міжнар. наук. конф. – Асканія-Нова. – 1998. – С. 250-252.
46. Волох А.М., Роженко Н.В. Биотопическое распределение енотовидной собаки в степной зоне Украины // Актуаль. питання збереж. і відновлення степ. екосистем: Матер. міжнар. наук. конф. – Асканія-Нова. – 1998. – С. 252-254.
47. Volokh A.M. Craniological effects of the wild boar in the South Ukraine // Euro-American Mammal Congress. – Spain. – 1998. – 117. – P. 81.
48. Volokh A.M. The structure and reproduction of wild boar in the Ukrainian step // Euro-American Mammal Congress. – Spain. – 1998. – 399. – P. 246.
49. Волох А.М. Репродуктивный потенциал дикого кабана // Тез. докл. 6 съезда териол. об-ва Российской АН. – М.. – 1999. – С. 53.
50. Волох А.М. Изменение фауны охотничьих зверей днестровской дельты в течение XX столетия // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. междунар. науч. конф. – Кишинёв. – 1999. – С. 43-45.
51. Роженко Н.В Волох А.М. Обыкновенный шакал (*Canis aureus* L., 1758) – новый вид млекопитающих в днестровской дельте // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. междунар. науч. конф. – Кишинёв. – 1999. – С. 196-198.
52. Волох А.М. Птицы в рационе дикого кабана // Птицы Азово-Черноморского региона на рубеже тысячелетий: Матер. междунар. науч. конф. – Одесса. – 2000. – С. 80.
53. Волох А. Значення карпатських лісів як сучасного рефугіуму великих ссавців у Європі // Великі ссавці Карпат: Матер. міжнар. наук. екол. конф. – Івано-Франківськ. – 2000. – С. 21-24.
54. Волох А.М. Современный статус млекопитающих Придунавья и состояние их некоторых группировок // Геоэколог. и биоэколог. пробл. Сев. Причерноморья: Тез. докл. междунар. науч. конф. – Тирасполь. – 2001. – С. 58-60.

55. Волох А.М., Ткачук Ю.Б. Значение карпатских млекопитающих в формировании популяций некоторых видов в Причерноморье // Геоэколог. и биоэколог. пробл. Сев. Причерноморья: Тез. докл. междунар. науч. конф. – Тирасполь. – 2001. – С. 60-61.
56. Волох А.М. Регуляція чисельності в маргінальних популяціях копитних // Зоологічні дослідження в Україні на межі тисячоліть: Тез. допов. всеукраїн. зоол. конф. – Кривий Ріг. – 2001. – С. 152-154.
57. Волох А.М. Влияние интродукции на формирование полиморфного генотипа диких кабанов на Украине // Структура і функц. роль тварин. населення в природ. і трансформ. екосистемах: Тез. доп. 1 міжнар. наук. конф. – Дніпропетровськ. – 2001. – С. 124-125.
58. Волох А.М. Использование фенетических маркёров в исследованиях миграций дикого кабана // Тез. докл. 7 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 2003. – С. 82-83.
59. Волох А. М. Появление шакала на Украине и его современное распространение // Охотник. – К. – 2003. – № 9. – С. 12-13.
60. Волох А.М. Відтворювальна здатність ратичних із південних районів України // Наук. чит., присвяч. 170-річчю кафедри зоології КНУ 100-річчю з дня народж. проф. О.Б. Кістяківського. – Київ: Вид-во Київ. нац. ун-ту. – 2004. – С. 114-117.
61. Волох А.М. Долина Днестра как миграционный коридор крупных млекопитающих и проблемы управления их ресурсами // Интегриров. управ. природ. ресурсами бассейна трансграничной реки Днестр: Матер. междунар. науч. конф. – Кишинёв. – 2004. – С. 64-68.

Науково-методичні роботи:

62. Волох А.М. Общая характеристика биоты // Мониторинг и поддержание биологического разнообразия водно-болотных угодий Украины: Научная программа. – Мелитополь: Брандта. – 1995. – С. 23-27.

63. Волох А.М. Териологические исследования // Мониторинг и поддержание биологического разнообразия водно-болотных угодий Украины: Научная программа. – Мелитополь: Брандта. – 1995. – С. 185-196.

Подяки. Написання даної роботи було б неможливе без формування відповідного світогляду, засвоєння фахових знань та навичок досліджень, отриманих під керівництвом доктора біологічних наук, професора К.П.Філонова. Багато ідей виникло в процесі співпраці з доктором біологічних наук, професором В.І.Лисенком, від якого я завжди отримував необхідну підтримку, цінні поради, що надавали мені впевненості у доцільності вибраного шляху. Велику допомогу завжди надавали мої колеги і товариші – Писанець Є.М, доктор біологічних наук, директор Національного зоологічного музею України, і Чернічко Й.І., кандидат біологічних наук, завідувач Азово-Чорноморської орнітологічної станції. Їхні поради, запрошення до участі у виконанні певних проектів, експедицій дали можливість зібрати відповідний науковий матеріал. Всім названим людям я дуже вдячний за консультації, допомогу та співробітництво.

Особливої подяки заслуговують мої студенти із Мелітопольського державного педагогічного інституту і Таврійської державної агротехнічної академії, які упродовж багатьох років допомагали у проведенні різноманітних польових і камеральних досліджень.

РОЗДІЛ 1

МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

В основу дисертації покладені матеріали, зібрані упродовж 1976-2003 рр. на території всіх південних областей – Одеської, Миколаївської, Херсонської, Дніпропетровської, Запорізької, Донецької і Луганської, а також Автономної Республіки Крим.

1.1. Об'єкти дослідження. У якості основних об'єктів дослідження були обрані південні популяції великих ссавців. Серед останніх найбільша увага приділялась особливо важливим у господарському відношенні видам (лось, європейська козуля, благородний олень, європейський муфлон, європейська лань, дикий кабан, заєць-русак, звичайна лисиця, вовк, ондатра та річковий бобер). Окрім того, відповідне значення надавалося вивченню тварин, які нещодавно були об'єктами полювання, а зараз входять до списку рідкісних видів нашої країни (перев'язка, видра, степовий тхір, європейська норка та борсук).

1.2. Польові дослідження. У межах степової зони було досліджено біотопний розподіл 3014 особин дикого кабана, 2232 козуль, 519 лосів, 4455 оленів, більш, ніж 8000 особин зайця-русака, 472 єнотоподібних собак та значної кількості інших мисливських ссавців. Окрім того вивчалася структура стад кабана ($n=612$), європейської козулі ($n=667$), благородного оленя ($n=372$), лося ($n=273$) та їхня динаміка в різні періоди розвитку популяцій і сезони року. Для з'ясування залежності між динамікою чисельністю та структурою угруповань було визначено стать та вікову належність у зайця-русака на території Запорізької області ($n=771$). На стаціонарах (Старо-Бердянський та Алтагирський ліси, Запорізька обл.) у 1976/99 рр. досліджувалася динаміка чисельності та структура угруповань лося, кабана і козулі, а у 1995-2001 рр. на території державного ландшафтного заказника “Коса Обітична” в Азовському морі –

асканійського благородного оленя. Епізодично під час експедиційних виїздів у Присивашші, в дельтах рр. Дністра, Дунаю і Дніпра, на о-вах Хортиця, Бірючий, Джарилгач та в інших місцях проводилися обліки чисельності, вивчення просторової структури маргінальних популяцій та стадності крупних ссавців. В окремі роки ця робота виконувалась з борту гелікоптерів МІ-2, МІ-6 і літака АН-2, що дало можливість охопити велику площу степової зони. У 1995, 1999 рр. таким чином на території державного ландшафтного заказника “Коса Обітична”, на о-ві Джарилгач (Скадовське державне мисливське господарство) та на о-ві Бірючий (Азово-Сиваський природний національний парк) вивчався просторовий розподіл оленів та особливості міграції.

Упродовж 1971-2003 рр. було обліковано 1805 поросят (395 виводків дикої свині), на основі чого вдалося вирахувати показник участі самок у репродукції, розмір виводку та його динаміку упродовж року. Для вивчення рівня смертності було проаналізовано склад 257 стад тварин (422 підсвинки) попереднього року народження. Також вдалося встановити наявність 716 телят у самок європейської козулі ($n=483$), 336 – у ланок благородного оленя ($n=405$) та 91 у самок лося ($n=63$), що дало можливість визначити розмір їхнього приплоду. Були встановлені дати окоту козуль ($n=126$) та опоросу свиней ($n=76$). Окрім того, шляхом анатомування вдалося дослідити плодючість 22 дорослих самок лося, 17 самок кабана та 45 самок благородного оленя.

Особлива увага приділялася збиранню відомостей про загибель благородних оленів ($n=84$), козуль ($n=213$), лосів ($n=27$), кабанив ($n=452$), бобрів ($n=32$) та зайців ($n=523$). У польових умовах здійснювалося також дослідження екстер'єрних показників і маси 69 благородних оленів (33 самців та 36 самок), 543 особин зайця-русака (277 самців та 264 самок), 42 лисиць (28 самців та 14 самок), 57 дорослих (26 самців та 31 самок) і 21 молодих єнотоподібних собак. На 608 дослідних ділянках площею 117,6 тис. га вивчався вплив полювання на угруповання цього виду, упродовж яких було обліковано 3737 зайців та 1537 з

них добуто. До цього було залучено 537 мисливців у Запорізькій, Дніпропетровській, Донецькій, Луганській та Миколаївській областях.

1.3. Камеральні дослідження. З метою вивчення популяційної та географічної мінливості краніологічних показників в південних маргінальних популяціях, було проведено дослідження 210 черепів дикого кабана (115 самців і 95 самок) та 244 черепів козулі (137 самців і 107 самок), а також визначено вік тварин, яким вони належали. Для з'ясування негативного впливу дикого кабана на популяції інших ссавців було проведено дослідження копрологічних проб ($n=827$) і вмісту шлунків ($n=53$). Були визначені трофейні параметри і досліджена вікова мінливість іклів самців дикого кабана ($n=93$) від 118 особин, рогів козулі ($n=202$) та європейського муфлона ($n=62$).

1.4. Методи аналізу та обробки зібраних матеріалів. З метою вивчення особливостей пульсації меж ареалів та формування південних маргінальних популяцій диких ссавців, спеціально проводилося вивчення палеозоологічних матеріалів в місцевих музеях, а також дослідження їх викопних решток із слов'янських поселень XII-XIII ст. на о-ві Хортиця [93]. Велике значення для розуміння впливу похолодання на фауну ссавців під час льодовикового періоду мала участь у роботі Міжнародної Арктичної експедиції РАН в 1989 р. на о-в Діксон та Гиданський п-ов [102, 639]. Отримані матеріали були використані для вивчення історії формування теріофауни південного регіону упродовж плейстоцено-голоценового часу [106].

Враховуючи, що перші обліки чисельності диких тварин в Україні стали проводитися лише в 1961/63 рр. [403], практично неможливим виявилось реконструкція особливостей формування більшості сучасних південних популяцій ратичних. Тому, з метою ретроспективного аналізу процесів відновлення південних меж їх поширення, а також уточнення ситуації відносно динаміки чисельності та відновлення угруповань вовка, у 1981 р.

застосовувалось анкетне опитування працівників мисливських товариств всіх адміністративних районів степових областей країни. В результаті нього вдалося отримати інформацію про появу лося в 91, козулі – в 94, кабана – в 97 географічних пунктах та, починаючи з 1970 р., було встановлено просування вовка у південні райони. При вивченні розселення ондатри і перевірки її спрямованості використовували критерій Релея [614], який полягає у встановленні домінуючих міграційних напрямків математичним шляхом.

Незважаючи на певну недосконалість обліків тварин на великих територіях, що є не до кінця вирішеною проблемою у багатьох країнах [171, 173], їх результати адекватно відтворюють основні закономірності руху чисельності. Тому для аналізу глобальних процесів у межах всієї степової зони були використані матеріали Міністерства статистики України (форма 2-ТП. Мисливство), які ілюструють стан окремих угруповань великих ссавців, використання їхніх ресурсів та особливості відтворення.

При вивченні статеві і вікової структури популяцій великих ссавців ми віддали перевагу реєстрації тварин у природних умовах, хоча, звичайно, у певні періоди року визначення належності тварин до відповідної статеві чи вікової групи відзначається складністю. Для більшої об'єктивності деякі особини були включені до категорії “Невизначені” і дані щодо них використовувались лише у розрахунках біотопного розподілу. При вивченні просторової структури угруповань великих, добре помітних ссавців, використовувався метод “найближчого сусіди” [315]. Обліки чисельності ссавців здебільшого виконувались методом шумового прогону, але в окремих випадках проводився облік оленя “на реві” [256].

Для розуміння характеру спадкування фенетичних ознак, і особливо задля з'ясування особливостей формування південних маргінальних популяцій дикого кабана та встановлення їх засновників, проводилося спеціальне вивчення таких важливих популяційних маркерів як форма луски слізної кістки (*oslakrimale*) та деяких інших фенів. Порівняльні еталони для проведення таких

досліджень були отримані під час експедицій 1975 р. у Диканське державне мисливське господарство (Полтавська область), у 1988 р. на російський Далекий Схід (Пожарський р-н Приморського краю) та в 1998/99 рр. у Карпати (Чернівецька область), оскільки саме з цих місць завозилися звірі у різні райони України.

Спеціальна увага приділялася вивченню імуногенетичного поліморфізму дикого кабана ($n=34$) за групами крові в Запорізькій, Одеській, Миколаївській, Херсонській областях та АР Крим, яку ми проводили разом із співробітниками Інституту цитології і генетики Сибірського відділення Російської АН під керівництвом доктора біологічних наук Князева С.П.. При дослідженні застосовувалися моноспецифічні антисироватки, які виявляли більш ніж 40 антигенів (Ac, Ap, Bb, Eb, Ed, Ff ...Md) із 12 генетичних систем: A, B, C, D, E, F, G, H, I, K, L, M. Зазначені реагенти пройшли ідентифікацію у п'яти міжнародних випробуваннях [219, 404]. Разом з фенетичними даними отримані результати були використані для встановлення основних міграційних шляхів та особливостей формування маргінальних популяцій кабана та козулі [137, 142]. При вивченні міграцій лося застосовувалась власна методика, яка полягала у фіксуванні пересувань тварин у Приазов'ї і нанесенні їх на мапу з послідовним вирахуванням панівних напрямків у відсотках. Для визначення впливу кліматичних особливостей південної України на динаміку росту, розвиток і терміни скидання рогів, протягом 7 років проводилися спеціальні спостереження за циклічністю основних біологічних процесів у європейської козулі при утриманні тварин у вольєрі. Зібраний матеріал було доповнено дослідженнями в польових та камеральних умовах під час дослідження музейних колекцій.

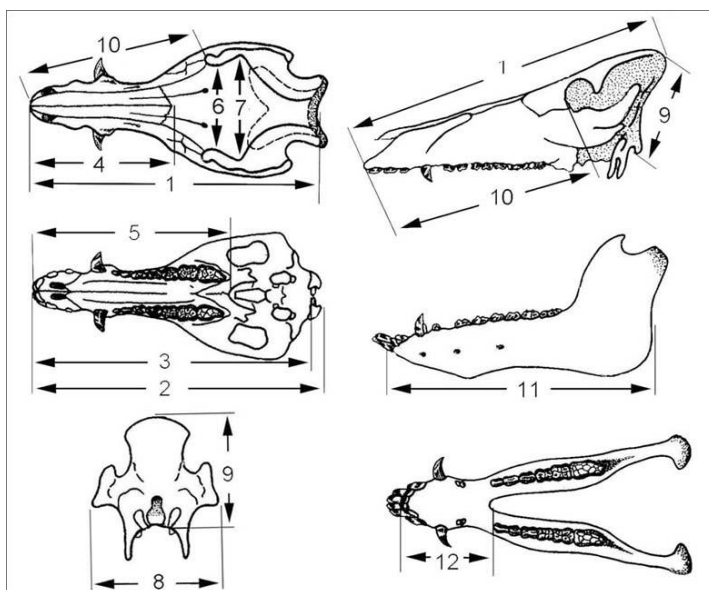
Всі виміри виконувались особисто дисертантом. Більшість досліджених черепів, рогів та іклів були трофеями різних людей і у наукових колекціях відсутні. Лише невелику кількість матеріалу, що відноситься безпосередньо до теми досліджень, вдалося розшукати та дослідити у зоологічних музеях Кримського державного заповідника, Київського, Харківського й Одеського

національних університетів, а також у Національному природознавчому музеї України. Натомість автором було зібрано колекцію черепів дикого кабана ($n=49$) і передано зоологічному музею Одеського національного університету. Окрім того, колекцію черепів козулі, благородного оленя, лося, кабана, лисиці, шакала, зайця-русака, лісової та кам'яної куниць, а також інших ссавців ($n \approx 100$) було передано до фондів Національного природознавчого музею України (м. Київ).

Виміри черепів дикого кабана здійснювалися за методикою П.Г. Козло [222] у власній модифікації (рис. 1.1). Її особливість полягає у запровадженні таких зручних показників, як міжочкова ширина та ширина між надочними виступами, що використовують при дослідженні хижих та гризунів. Натомість, ми відмовилися від деяких узвичаєних для інших видів *Artiodactyla* параметрів, таких як довжина нижнього і верхнього ряду корінних зубів через значну

Рис. 1.1. Схема вимірів черепа дикого кабана:

1) найбільша довжина; 2) конділо-базальна; 3) основна довжина; 4) довжина носових кісток; 5) довжина піднебіння; 6) міжочкова ширина; 7) заочкова ширина; 8) вилична ширина; 9) висота кальварія; 10) лицева довжина; 11) довжина нижньої щелепи; 12) довжина симфізу нижньої щелепи (нумерація співпадає з даними табл. А.1).



варіабельність (CV%) цих ознак. Досліджувані показники і прийняті в роботі аббревіатури їхніх назв наведені в “Додатках” (табл. А. 1).

Краніологічні дослідження європейської козулі (рис. 1.2) здійснювалися у відповідності до методики, затвердженої на Координаційній раді спеціалістів по козулі країн-членів РЕВ [385].

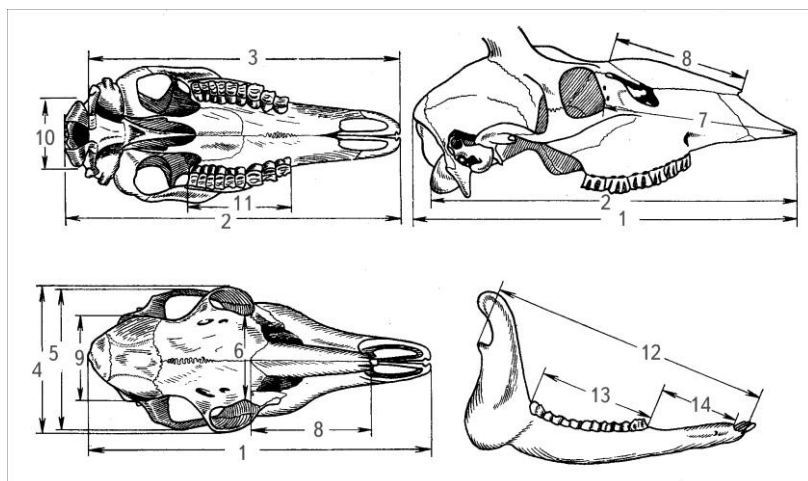


Рис. 1.2. Схема вимірів черепа козулі:

- 1) найбільша довжина;
- 2) конділо-базальна довжина;
- 3) основна довжина;
- 4) найбільша ширина;
- 5) вилична ширина;
- 6) міжочкова ширина;
- 7) лицева довжина;
- 8) довжина носових кісток;

9) ширина мозкової капсули; 10) ширина зчленівних горбків; 11) довжина верхнього ряду корінних зубів; 12) довжина нижньої щелепи; 13) довжина нижнього ряду корінних зубів; 14) довжина діастеми.

При дослідженні рогів козулі ми використовували старовинну німецьку класифікацію [527], яка у Європі не втратила своєї актуальності і зараз [604]. Згідно неї виділяють 6 типів козулячих рогів (рис. 1.3). Причому ця ознака

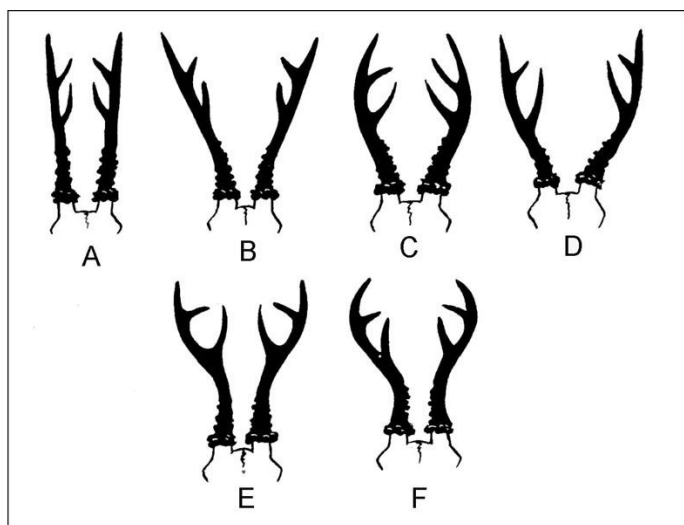


Рис. 1.3. Морфологічні типи рогів європейської козулі:

- A – паралельні;
 B – клиноподібні;
 C – яйцеподібні;
 D – кошикоподібні;
 E – чашкоподібні;
 F – ліроподібні.

передається у спадок і тому має важливе загальнобіологічне значення як популяційний маркер. Тому, разом з іншими фенами ми використали її при вивченні впливу ссавців карпатського осередку на формування популяцій виду у Причорномор'ї [138], а також для порівняння частоти їх зустрічальності в інших угрупованнях.

Визначення віку тварин проводилось за лініями склеювання у періостальній зоні нижньої щелепи (рис. 1.4) за шаруватістю цементу зубів

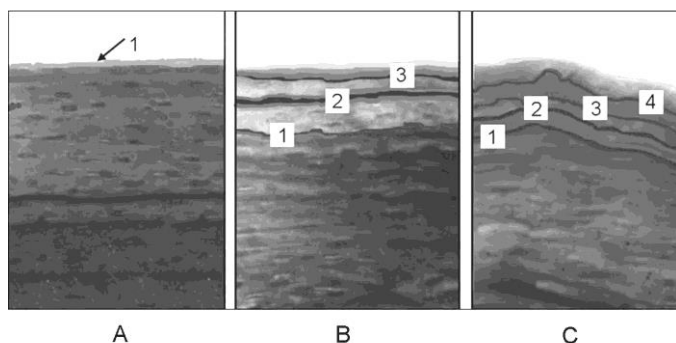


Рис.1.4. Лінії склеювання в періостальній зоні нижньої щелепи у зайця-русака:

А – більше 1 року;
В – більше 3 років;
С – більше 4 років.

[218], за масою сухого кришталіка ока [613], у кабана, козулі та оленя – за особливостями розвитку і стертості зубів [221, 384, 470, 542, 579], а у європейського муфлона – по кільцям річного приросту епідермісу на рогових чохлах [540]. Це дало можливість розподілити краніологічний та інший морфологічний матеріал за віковими групами (рис. 1.5) та глибше дослідити вікову мінливість відповідних ознак у козулі [117] та кабана південних популяцій [637].

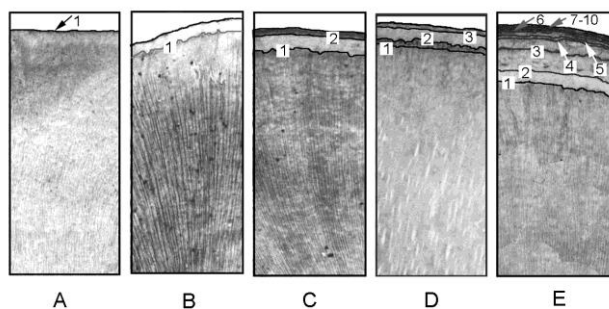


Рис. 1.5. Ростові шари цементу в різцях козулі:

А ~ 7 місяців; В ~ 1 рік 6 місяців;
С ~ 2 роки 7 місяців; D ~ 3 роки 7 місяців; Е – більше 10 років.

Зазначена методика також використовувалась для уточнення віку у найстаріших особин зайця-русака (рис. 1.4), що було важливо при оцінці впливу полювання на угруповання цього виду та на тривалість життя окремих особин [92].

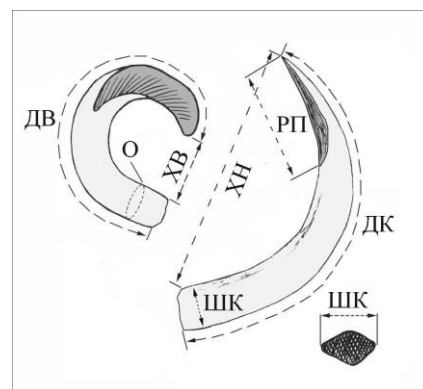
Для моніторингу трофеїв козулі та вивчення особливостей географічної і вікової мінливості застосовувалася традиційна методика вимірювання рогів

[422]. Це дало змогу виявити деякі закономірності їхньої динаміки з віком і визначити найбільш оптимальний вік тварин для вилучення з метою отримання найбільшої економічної ефективності. Трофейна цінність рогів оленячих та іклів кабана визначалась за мадридською, а роги муфлона – ще й за празькою формулою [642].

При дослідженні іклів кабана за основу вимірів була прийнята схема, що відповідає міжнародним правилам СІС для оцінки трофеїв, де звичайно використовується 3 основних показника – довжина і ширина нижніх, а також максимальний обхват верхніх іклів. З метою моніторингу вимірювалася і довжина останніх. Оскільки при остаточній оцінці трофеїв використовується система знижок і надвишок, деякі показники для більшої об'єктивності були розраховані математично [641]. Таким є коефіцієнт вигинання іклів, що визначався як відношення їхньої довжини до довжини хорди внутрішнього вигину $\frac{ДК}{ХН}$ і $\frac{ДВ}{ХВ}$ (рис. 1.6).

Рис. 1.6. Виміри іклів дикого кабана:

ДК – довжина нижнього ікла; ДВ – довжина верхнього ікла; ХН – довжина хорди нижнього ікла; ХВ – довжина хорди верхнього ікла; ШК – ширина нижнього ікла; О – обхват верхнього ікла; РП – довжина ріжучої площини



При вивченні впливу полювання на угруповання зайця-русака особисті дослідження було поєднано зі збиранням інформації за допомогою спеціально розроблених анкет. Таким чином вдалося отримати дані щодо особливостей вилучення більш ніж 1,5 тис. зайців, а також щільності населення, біотопного розподілу майже 4 тис. особин у різні періоди розвитку популяції (1977/78; 1980/88; 1991-2003 рр.). З метою виявлення циклічності динаміки чисельності в

угрупованнях зайця-русака було проведено аналіз заготівель його смушків в степовій зоні та в інших районах України упродовж 1950/90 рр. [94, 97].

Морфологічний матеріал за необхідністю і у відповідності до досліджуваного питання було піддано регресивному, дискримінантному та кластерному аналізу із використанням пакета програм “CSS” фірми Microsoft-Corpiring. У якості метода кількісної оцінки подібності при вивченні географічної мінливості застосовувався кореляційний аналіз [359]. Кластеризацію матриць подібності виконували зваженим парногруповим методом [614]. Виявлення географічних розходжень провадилося за комплексом характеристик із використанням відстані Махаланобіса. Основні підходи до опрацювання матеріалу і його тлумачення відповідають уявленням Е. Майра [279]. Назви тварин, їх таксономічний статус наведені за загальноприйнятою класифікацією [214]. При виконанні багатьох досліджень були використані методичні підходи та прийоми, запозичені у Г.О. Новікова [307].

РОЗДІЛ 2

СУЧАСНІ УМОВИ ІСНУВАННЯ ВЕЛИКИХ ССАВЦІВ У ПІВДЕННІЙ УКРАЇНІ

Південна Україна представлена степовою зоною, яка тягнеться з південного заходу на північний схід більш ніж на 1000 км – від пониззя р. Дунаю до південних відрогів Середньоросійської височини, та Кримськими горами. Ширина степової зони, де проводилося більшість досліджень, становить біля 100 км на заході та 300 км на сході; на довготі Перекопського перешийку цей показник досягає 450 км. Тут розташовані Дніпропетровська, Донецька, Запорізька, Миколаївська, Херсонська та Одеська області, південна частина Кіровоградської, Луганської, Харківської областей та Автономної Республіки Крим. Загальна площа степової зони складає біля 220 тис. кв. км або 36,5 % території держави [415].

2. 1. Рельєф та ландшафти. Всю досліджену територію можна уявити у вигляді рівнини з підвищеною північно-східною частиною, що утворена Донецьким кряжем (найвище місце: г. Могила-Мечетна, 367 м н. р. м.) та Приазовською височиною (г. Бельмак-Могила, 324 м н. р. м.). Рельєф північної частини середньохвильовий, помережаний сіткою ярів, балок та неглибоких, але широких річкових долин; на півдні він стає типово рівнинним. Дуже поширеними елементами ландшафтів тут являються степові блюдця і поди діаметром 0,03-12 км, що утворилися внаслідок вимивання сполук кальцію у глибокі шари ґрунту. Найбільш значними з них є Агайманський, Чапельський, Сиваський та інші. Площа цих подів перевищує 30 км² при глибині від 2 до 4 м. Поди особливо поширені і чисельні в Арбузинському, Березанському районах Миколаївської області,

Голопристанському, Каланчацькому, Іванівському, Чаплинському районах Херсонської, Мелітопольському, Токмацькому районах Запорізької області та в інших місцях. Одним із найбільш значних вважається Кам'янський під, довжина якого становить біля 40 км, а ширина – понад 15 км [136]. Поди являються важливими водозбиральними структурами південного степу, так як, маючи водотривке дно, вивільняються від накопиченої води лише шляхом випаровування. Тому після багатосніжних зим або тривалих дощів та злив вони перетворюються в озера, які, за певних умов, можуть стати пастками для зайців та інших звірів. До земельної реформи 1920 р. поди були вкриті ковилово-лучними та типчаково-ковиловими степами. Після їх розорювання і невдалих спроб використання для землеробства, вони були покинуті і стали перелогами; окремі з подів було розорано ще в 1914 р. [471]. Але в 1953-1957 рр., під час державної акції по залученню до використання у сільському господарстві цілинних і перелогових земель, більшість подів було розорано знову. Тому рослинні угруповання цих геоморфологічних структур, хоча і відрізняються від агроценозів своїм “степовим” виглядом, все ж таки мають вторинне походження і збіднену флору. До створення меліоративних систем вони були важливими літніми водопоями для диких та свійських тварин у маловодних районах межиріччя рр. Молочної та Дніпра.

Крайній південь степової зони зайнятий Причорноморською низиною; на півночі її найбільша висота сягає 160 м н.р.м., а поблизу моря вона не перевищує 2 м. Через Перекопський перешийок ця структура з'єднується з Північно-Кримською рівниною. На захід від Перекопу територія омивається незамерзаючим Чорним морем, а на сході – Азовським, яке в окремі роки покривається кригою на 2-4 місяці. Це дає можливість деяким тваринам долати його простори в зимовий період, а в окремі роки зайці та лисиці навіть створюють на морському льоду свої лігва [246].

У результаті морської абразії на крайньому півдні утворились своєрідні форми рельєфу у вигляді довгих вузьких напівостровів. У Азовському морі це Арабатська стрілка, Бердянська, Білосарайська, Степанівська, Обитічна, Крива коси та Федотова з островом Бірючий, який недавно приєднався до неї. У Чорному морі найбільш значними є Кінбурнська (120 км²), Тендерівська та деякі інші. Особливо великих розмірів сягає Арабатська стрілка, довжина якої становить 115 км при ширині від 0,27 до 7,5 км. Ще в 1100-1200 рр. вона з'єднала Кримський півострів з материковою частиною, відокремивши затоку Сиваш від Азовського моря [136]. Більшість морських кос використовується для рекреаційних цілей; а деякі з них (Обитічна, Кінбурнська) разом з о-вами Бірючий та Джарилгач являються місцями розведення лані, європейського муфлона та асканійського благородного оленя.

2.2. Рослинність та ліси. У степових районах України в минулому був добре розвинутий природний рослинний покрив, під яким утворилися чорноземи. Він сформувався в умовах дефіциту вологи і мав специфічні риси, що виражалося в пануванні на межиріччях трав'янистої посухостійкої рослинності. При просуванні з півночі на південь у степовій зоні можна було спостерігати різнотравно-типчаково-полинові степи, типчаково-ковилові та полино-типчакові або пустельні полино-дернинно-злакові. У зазначеному напрямку відбувалося і зменшення біологічної продуктивності травостою, а також зростання ксероморфності основних компонентів. Максимум фітомаси тут утворювали дернинні злаки (житняк, келерія, ковила, костриця). На тлі цього спостерігалось зростання кількості видів із стислим вегетативним періодом (ефемерів і ефемероїдів) [264]. По заплавам рік від витоків до узбережжя Чорного і Азовського морів у доісторичні часи були поширені ліси [177].

Після переселення на південь великої кількості слов'ян у XVIII-XIX ст., основним заняттям яких стало землеробство і тваринництво, майже уся степова зона в короткий термін була перетворена на лани і пасовища. Ці процеси особливо посилювалися після скасування кріпосного права у 1861 р. За матеріалами табл. 2.1 добре помітний ступінь господарського впливу людини на степові ландшафти у ті далекі часи. Вже тоді площа

Таблиця 2.1

Співвідношення земельних угідь (%) на півдні України наприкінці XIX сторіччя [215]

П о в і т	Площа, тис. га	Рілля	Степи і сіножаті	Непридатні для оранки землі	Ліси
Верхньодніпровський	912,6	31,5	60,5	7,0	1,0
Павлоградський	1136,2	30,6	60,8	8,0	0,6
Новомосковський	85,3	29,9	55,1	10,5	4,5
Катеринославський	986,7	21,8	65,1	9,6	3,5
Дніпровський	2503,6	16,4	79,0	10,2	0,3
Олександрівський	2430,5	10,3	80,0	8,9	0,8
Разом:	8054,9	19,1	72,7	9,1	1,0

орних земель Катеринославського повіту, обриси якого близькі до сучасної території Дніпропетровської області, була досить значною і її частка складала 22-32%. Звертає на себе увагу поступове скорочення площі сільськогосподарських угідь з півночі на південь, що свідчить про високу швидкість трансформації біоти в першочергово заселених районах. Незабаром найбільш важливою формою південного сільського господарства стало заміщення зональних угруповань рослин і тварин родинними їм степовими групами. На змінених степових пасовищах, що збереглися лише на схилах і по заплавах, кози, вівці і велика рогата худоба витиснули диких коней – єдиних копитних, які дожили на півдні до XX ст.

У історично доступному для огляду часі, природних лісів у типовому степу не було. Лише, як інтразональні елементи, вони існували в заплавах великих рік і у вигляді окремих байрачних масивів збереглися в балках і древніх ярах. На півночі степової зони в байраках переважали чорнокленові, липо-ясеневі і берестово-чорнокленові діброви. На початку XVIII ст. багато лісів існувало у центральному Донбасі у верхів'ях р. Міуса, але більшість з них було знищено у 1793/99 рр. під час будувannya кораблів Чорноморського флоту. У 1834 р. площа всіх лісів Міуської округи становила всього 13,7 тис. га. Для відновлення лісових ресурсів в 1862 р. тут було створено 10 лісництв [170], внаслідок функціонування яких вдалося частково відновити ліси, залишки яких дотепер збереглися на Дебальцево-Іванівському кряжі.

В інших місцях степової зони досить багато невеликих лісових урочищ збереглося у Веселинівському, Жовтневому, Доманівському, Врадіївському районах Миколаївської області, у Верхньодніпровському, Криничанському, Синельниковському, Васильківському, Царичанському – Дніпропетровській, Красноокнянському, Новомихайлівському, Котовському – Одеської тощо. На межі лісостепової і степової зон вціліли значні, як для півдня, природні ліси – Чорний, Нерубайский, Голочанский у Кіровоградській, Савранський – в Одеській, Парасоцький – у Полтавській областях. Всі вони мали велике значення для відновлення південних меж сучасних ареалів та формування окремих осередків копитних.

У 1846 р. значний лісовий масив площею біля 5106 га знаходився на р. Самарі; основними породами в ньому були дуб, сосна з домішкою клена, ясена, береста і липи. І хоча його інтенсивно використовувався для потреб заводів поміщика Родзянка [215], ліс зберігся і дотепер. У XVIII-XIX ст. великий лісовий масив, що звався Великим Лугом і сягав 75 км у довжину та 27 км у ширину, знаходився у заплаві р. Дніпра нижче м. Запоріжжя. Зараз

його залишки збереглися у верхів'ї Каховського водосховища та у південно-західній частині о-ва Хортиця. Ще один ліс, площа якого в 1802 р. складала 7250 га, знаходився в пониззі р. Дніпра біля сс. Гола Пристань, Козачі Лагері й Олешки. Проте передача його в користування державним поселенцям призвела до знищення більшої частини лісу – у 1832 р. його площа становила усього 2754 га [482]. На 1923 р. площа лісів за попередні 50 років в Одеській губернії зменшилася на 151,4 тис. га, в Катеринославській – на 88,2 тис. га, в Донецькій – на 38,5 тис. га, а площа боліт у південній Україні скоротилася на 12,6 тис. га [5].

Виходячи з класифікації О.Л.Бельгарда [39], усі південні природні ліси можна розділити на байрачні, заплавні і аренні. Так, аренні ліси представлені переважно нагірними дібровами з такими панівними породами, як дуб, ясен, липа, клен, ліщина, бруслина; вони збереглися, як виняткова рідкість, у басейні Сіверського Дінця і на Лівобережжі Дніпра. По берегах дніпровських притоків Орель, Самара, Інгулець зустрічаються типові стислозаплавні ліси, що також представлені дібровами. Всі вони дуже схожі між собою, але можуть відрізнятися за складом характерних порід (вільха, тополі, верби).

Своєрідна рослинність збереглася на Донецьком кряжі, який являє собою лісостепову ділянку у степовій зоні. Завдяки висоти 200-367 м над рівнем моря, у зазначеному районі випадає багато опадів (500-600 мм) і тому ліси виходять на межиріччя. Зазвичай, у балках, де збирається волога, панує звичайний дуб, ясен, клен польовий, в'яз граболистий, а на північному схилі – липа. У негустому підліску повсюдно переважає клен татарський, а на заході – скупія або кизил. Дуже характерними чагарниками Донбасу є жостір, бірючина, бруслина, глід, гордовина, шипшина тощо [457]. У Артемівському, Костянтинівському, Червоноармійському, Шахтарському і деяких інших районах дотепер існують байрачні ліски із граба, дуба, липи,

клена, дикої яблуні і груші, які дуже сприятливі для мешкання благородного оленя, козулі, лося і кабана.

Особлива рослинність сформувалася в пониззях великих рік, таких як Дніпро (260 км²), Дністер (76,2 км²), Південний Буг (82 км²) і Дунай (українська частина – 741 км²), а також у певних ділянках їхніх заплав. Вони являють собою майже суцільні зарості водно-болотних рослин, які на підвищених місцях змінюються вузькими смугами заплавних лісів із білої і ламкої верби, чорної тополі і клейкої вільхи [181]. Значну площу останні займають у нижній течії Дніпра, де тягнуться смугою від м. Нової Каховки до Дніпровського лиману і досягають ширини 2–12 км. Заплавні ліси існують не тільки в пониззях, але і в середній течії Інгульця, Осколу, Сіверського Дінця та інших значних рік.

Заплавні ділянки являються важливими основними біотопами багатьох крупних ссавців, які за ефективністю пасивного захисту від негативного впливу антропогенного чинника не мають собі рівних. У зруйнованій степовій біоті усі водно-болотні угіддя є своєрідними рефугіями для багатьох видів тварин, але особливу цінність становлять плавні дельт Дністра і Дунаю. Згідно наших досліджень [107, 110] та даних інших зоологів [196, 353, 444], сучасний теріологічний комплекс великих ссавців тут є найбагатшим у країні.

У пониззі р. Дніпра розташовані древньодельтові і терасові рівнини, що складаються з 7 горбкуватих піщаних арен – Основ`янської, Виноградівської, Козачо-Лагерської, Олешківської, Збур`ївської, Іванівської та Кінбурнської. З давнини і дотепер це найменш населені райони України. На протязі майже 30 років тут існує постійний осередок мешкання вовка. Ландшафтну розмаїтість зазначеним піщаним степам надають блюдцеподібні саги з прісною і солоною водою, заростями очерету, рогозу, комишу, куги, а також з березо-дубовими,

вільховими й осиковими перелісками, що звуться колками. Більшість з них охороняється в Чорноморському державному заповіднику, регіональному ландшафтному парку “Кінбурнська коса” та у різноманітних заказниках. Колки існували і вище за течією р. Дніпра на ділянках, які були затоплені водами Каховського водосховища у 1953/54 р. Їхні залишки зустрічалися до будівництва Запорізьких АЕС і ДРЕС в околицях с. Іванівки та м. Енергодару Запорізької області. На думку деяких вчених [299], у XIX ст. саме колки в пониззях рр. Південного Бугу і Дніпра були найважливішими зимовими стаціями козулі, благородного оленя та сагайдака.

Однієї з важливих особливостей південних районів України, що відіграла важливу роль у формуванні сучасної просторової структури популяцій багатьох великих ссавців, є значне поширення штучних деревно-чагарникових насаджень. Останні хоча і не створюють великих за площею масивів, проте цілком достатні для існування таких тварин як козуля, кабан, лось, плямистий і благородний олені тощо. Перші посадки лісових культур були зроблені ще в 1838-1840 р. у Приазов'ї на берегах р. Молочної німецькими колоністами. Цей досвід було схвалено лісовим департаментом і з 1843 р. на півдні стали закладати штучні ліси, що існують дотепер (табл. 2.2), а також полезахисні лісосмуги. Найбільш старими з останніх є Велико-Анадольські (Донецька обл.) і Деркульські (Луганська обл.), які було закладено ще у 1893-1907 р. 327]. Хоча масштабне створення лісосмуг розпочалося лише в 1936-1937 рр., проте перешкодою йому стала війна. Після прийняття ЦК ВКП(б) і Радою Міністрів у 1948 р. постанови “Про план полезахисних лісонасаджень, [упровадження травопільних сівозмін, будівництва ставків і водойм для забезпечення високих і стійких врожаїв у степових і лісостепових районах Європейської частини СРСР”, роботи зі створення лісосмуг були відновлені. Типові лісосмуги тих років складаються

з 5-10 порід: дуб, ясен, в'яз, лох, клени американський, польовий і татарський, магалебська вишня, абрикос, робінія, скумпія, аморфа та інші. Після прийняття в 1967 р. ЦК КПРС і Радою Міністрів СРСР постанови “Про

Таблиця 2.2

Деякі характеристики штучних лісів Південної України

Рік закладення	Назва лісу	Площа, га	Місце Розташування
1843	Велико-Анадольський	2727	Донецька обл.
1843	Шайтанський	690	Донецька обл.
1878	Володарський	1547	Донецька обл.
1846	Старо-Бердянський	996	Запорізька обл.
1847	Камінський	844	Запорізька обл.
1899	Алтагирський	1098	Запорізька обл.
1883*	Джекєнлицький	902	Запорізька обл.
1926	Радивонівський	390	Запорізька обл.
1846	Архангельський	1200	Херсонська обл.
1834	Нижньодніпровський**	84000	Херсонська та Миколаївська обл.
1819	Лабіринт	144	Миколаївська обл.
1875	Рацинський	1786	Миколаївська обл.
1873	Володимирівський	1212	Миколаївська обл.
1957	Дальницький	1204	Одеська обл.
1953	Березівський	319	Одеська обл.
1957	Гурівський	600	Дніпропетровська обл.
1874	Велико-Михайлівський	1216	Дніпропетровська обл.
1875	Комісарівський	947	Дніпропетровська обл.
1881	Грушеватський	608	Дніпропетровська обл.

* Був визнаний неперспективним для степового лісівництва і зарезервований з метою сільськогосподарського використання. Знищений місцевим населенням у 1924-1926 рр.

** Масштабні роботи по залісенню Олешківських пісків були розпочаті у 1860 р., але найбільш інтенсивна посадка лісів проводилась з 1949 р.

боротьбу з вітровою і водяною ерозією” були значно збільшені площі штучних лісонасаджень не тільки в південних районах, але і взагалі в країні.

Зараз вони багато в чому визначають вигляд ландшафтів степової зони. Саме лісонасадження є основними захистками для багатьох видів ссавців і птахів під час інтенсивних сільськогосподарських робіт, а також являються основними зимовими стаціями їх мешкання. Все це призвело до зміни типових зоогеографічних комплексів; зокрема лісові види в різноманітних екосистемах степової зони зараз складають 21-41% [298].

Для штучних лісів характерними являються наступні риси: невеличка площа (0,3-2 тис. га), ізольований характер розташування, багатий порідний склад з великою кількістю екзотів, чіткий поділ території на квартали і необхідність більш ретельного догляду за лісовими культурами, ніж у природних лісах. Всі вони являються улюбленими місцями відпочинку населення навколишніх міст і сіл. У зв'язку з цим під час розмноження та вигодовування молодняку, у найбільш відповідальні етапи біологічного циклу ссавців, у штучних лісах дуже зростає вплив фактору занепокоєння.

З точки зору комплексного використання лісових ресурсів та їх біологічної цінності, при створенні штучних лісів у радянський час були допущені певні помилки. На відміну від перших насаджень, була обрана орієнтація на формування однопорідних лісостанів із використанням у майбутньому ділової деревини. Це було досягнуто шляхом широкого впровадження хвойних культур, внаслідок чого багато сприятливих для великих ссавців лісів було реконструйовано у соснові. У такий спосіб вони були перетворені в низькопродуктивні ценози з слабкою годівельною і захисною здатністю. Зараз у степовій зоні найбільші лісові площі зосереджені в Краснолиманському районі Донецької області (33,6 тис. га), у Кременському (43,3 тис. га) і Новоайдарському (28,8 тис. га) районах Луганської, у Новомосковському районі Дніпропетровської (22 тис. га), Олександрійському районі Кіровоградської (9,1 тис. га) та в інших місцях.

Завдяки великій частці хвойних насаджень, яка становить 44-63% лісовкритої площі, усі вони характеризуються високою пожежною небезпекою. Особливо несприятливі умови для існування більшості великих ссавців склалися в Херсонській області, де для заліснення піщаних арен Нижнього Дніпра використовувалися переважно звичайна і кримська сосни. Натомість були ушкоджені біотопи реліктових видів ссавців, таких як тушканчик великий, ємуранчик звичайний, сліпак піщаний та інших, занесених до Червоної книги України [98, 371, 373].

Таким чином, лісорослинні умови існування диких тварин дуже змінилися упродовж останнього сторіччя. В даний час майже дві третини степу розорано (зараз тут знаходиться більш ніж 45% всіх орних земель України), а близько 77% території використовується для різноманітних потреб сільського господарства (табл. 2.3). Широке впровадження озимих

Таблиця 2.3

Характеристика господарського використання території степових областей України (площа в тис. га)

Область	Загальна площа	Сільсько- господар- ські угіддя	Орні землі,		Площа лісів	Населення, тис. чол. на 1.01.1990
			всього	% від загальної площі		
Одеська	3330	2562,7	2081	62,5	72,6	2638,2
Миколаївська	2450	2003,3	1716	70,1	23,0	1336,2
Херсонська	2856	1908,6	1712,2	60,0	45,0	1248,8
Запорізька	2730	2243	1944	71,2	42,8	2091,6
Дніпропетровська	3190	2518	2155	67,6	78,9	3899,4
Донецька	2650	2037	1686	63,6	94,2	5339,2
Луганська	2670	1888	1458	54,6	155,8	2866,9
Разом:	19876	15160,6	12752,2	64,2	512,3	19420,3

зернових культур, що витиснули своїх диких родичів і дають у регіоні більше половини врожаю зернових країни, істотно поліпшило зимові кормові умови кабана, козулі, зайця-русака, оленя і лося. З середини 60-х років XX ст. у сівоzmінах набули суттєвого значення багаторічні бобові трави, зокрема, еспарцет і люцерна. У той же час, рівнинний рельєф степових ландшафтів визначив домінування значних за площею орних масивів (80-200 га), засіяних монокультурами. Це дозволило підвищити рівень механізації робіт у землеробстві і скоротити витрати людської праці, проте саме інтенсифікація сільськогосподарського виробництва призвело до руйнації основних біотопів і підвищення розміру смертності багатьох тварин. Систематичне використання земель під обмежений набір культур сприяло винесенню з ґрунту значної кількості поживних речовин, що вимагало внесення мінеральних і органічних добрив. Їхнє надмірне використання в недалекому минулому стало також причиною отруєння і загибелі великої кількості звірів і птахів [3, 378].

У цілому, фізико-хімічні умови регіону достатньо сприятливі для існування популяцій багатьох великих ссавців, але через посушливість клімату на їх продуктивність негативно впливає несприятливий фосфорно-кальцієвий баланс рослинних кормів (багато кальцію і дуже мало фосфору) [258]. Тому в районі досліджень особливо велике значення має чітке дотримання сівоzmін, збільшення площ штучних лісів та полезахисних лісосмуг, що одночасно захищає землю від надмірного висушування та від розвитку ерозійних процесів. Це також пом'якшує негативний вплив сільськогосподарських робіт на тварин, порушує відносну монотонність ландшафтів степової зони і сприяє збільшенню розмаїтості екологічних умов. Проте в регіоні зараз мешкає біля 19 млн. чоловік, які продовжують дуже впливати на природу степової зони. Середня щільність населення тут досягла

97,7 чол./км², а в Донецькій області вона є максимальною для країни і нещодавно складала 203,9 чол./км², що значно перевищує зазначений показник для будь-якого виду великих ссавців.

Інтенсифікація сільськогосподарського виробництва, збільшення потреб у воді промислових підприємств, необхідність вирішення енергетичних проблем призвели до зарегулювання стоку всіх річок степової зони. Це надзвичайно змінило умови існування багатьох тварин внаслідок масштабності вказаних процесів. Перекриття р. Дніпра греблями ДніпроГЕСу (1932 р.), Каховської ГЕС (1955 р.), Дніпродзержинської ГЕС (1964 р.) створило значні водоймища, які затопили заплавні ліси, підвищили базис ерозії річок та сприяли різкому замулюванню русел, зменшенню поверхневого стоку, зміні термічного і біохімічного режиму водойм. У результаті створення Каховського водосховища були затоплені одні із найбільших у дніпровському басейні Кінські плавні (70 тис. га). Але, як свідчать архівні дані, незважаючи на безумовну цінність для більшості диких тварин, вони вже не могли виконувати своїх функцій у якості основних біотопів. Справа в тому, що 65 тис. га цих родючих земель були розподілені між колгоспами, радгоспами та іншими підприємствами і використовувались для вирощування картоплі, овочів та зернових культур. В окремі посушливі роки улітку тут випасалось велика кількість свійських свиней та біля 100 тис. голів великої рогатої худоби, яку сюди приганяли із інших районів України. Це створювало щільність більш ніж 1400 голів на 1 тис. га угідь. То ж не дивно, що за такої ситуації тут не було дикого кабана, а європейська козуля напередодні затоплення плавнів була представлена якимось десятком особин (особисте повідомлення П.П.Орлова).

До зазначених вище змін призвело будівництво гідроелектростанцій у басейні р. Південного Бугу і створення гребель на рр. Сіверському Дінці,

Кальміусі, Інгулі, Інгульці, Самарі та всіх їхніх притоків. З погляду сучасних уявлень і уже відомих наслідків, це явилось основною причиною підпору стоку ґрунтових вод, під'йому їхнього рівня і підтоплення лісонасаджень, сільськогосподарських угідь та населених пунктів. За даними Держкомзему, на 1.01.1999 р. на території України налічувалося 280 тис. га підтоплених земель, у тому числі 206 тис. га сільськогосподарських угідь. У результаті діяльності шахт у місцях видобутку вугілля відбулося осідання заплави р. Самари й інших рік. Для великих ссавців зарегулювання рік мало переважно негативне значення. Були спотворені кращі ондатрові угіддя країни, якими вважалися затоплені водами Каховського водоймища Кінські та Базавлуцькі плавні. Скорочення площі заплавної лісів стало взагалі важливим чинником зникнення європейської норки, горностая й інших ссавців [99, 107, 110].

У період із 1951 до 1990 р. степова зона стала ареною для створення великої кількості меліоративних систем (табл. 2.4). Початкова примітивна

Таблиця 2.4

Найбільші зрошувальні системи півдня України

Роки будівництва	Назва	Область	Площа зрошення, тис. га
1951-1963	Інгулецька	Миколаївська	62,7
1952-1955	“Кам`янський Під”	Запорізька	14,0
1956-1976	Краснознам`янська	Херсонська	96,9
1957-1994	Північно-Кримський канал	Херсонська, Кримська	357,0
1962-1975	Татарбунарська	Одеська	31,7
1964-1990	Нижньодністровська	Одеська	37,0
1967-1991	Каховська	Запорізька, Херсонська	262,0
1968-1990	Північно-Рогачинська	Запорізька, Херсонська	109,3
1969-1976	Нікопольська	Дніпропетровська	13,7
1970-1975	Фрунзівська	Дніпропетровська	35,3
1970-1981	канал	Дніпропетровська,	165,0

	“Дніпро-Донбас”	Харківська, Донецька	
1974-1984	Явкінська	Миколаївська	50,0
1980-1984	Магдалинівська	Дніпропетровська	25,7
1981-1983	Октябрьська	Запорізька	13,5
1982-1990	Приазовська	Запорізька, Донецька	96,8
1985-1990	Дунай-Дністровська	Одеська	45,0

технологія поливу напуском по спеціальних борознах була замінена на більш сучасну, з використанням дощувальних установок. Невикористана вода з розчиненими пестицидами і добривами стала зливатися в річкові і лиманні системи викликаючи евтрофікацію усіх водойм. Особливо помітний вплив це мало у Східному Присивашші, що призвело до утворення потужних очеретяних заростей площею понад 80 км² на опріснених подах у Джанкойському, Нижньогірському і Советському районах АР Крим, а також у Чаплинському, Каланчацькому, Новотроїцькому районах Херсонської області та в інших місцях. За проектом захисту від підтоплення щорічно у Сиваш і Чорне море повинно скидатись біля 770 млн. м³ дренажних вод. Таким чином, багато води перекачується транзитом із річок у море, поповнюючи ґрунтові води і заболочуючи землі [136]. Як наслідок, річні втрати дніпровської води на фільтрацію лише на Краснознам'янському магістральному каналі становлять 81 млн. м³, а на Північно-Кримському – 37 млн. м³ [51]. Але у такий спосіб були створені нові угіддя для дикого кабана, ондатри тощо. Всі меліоративні системи значно покращили умови існування лисиці, та єнотоподібного собаки в Причорномор'ї і Приазов'ї, де через близькість ґрунтових вод до поверхні, завжди існував дефіцит місць для будівництва нір. Однак, зрошувальні канали стали нездоланною перешкодою для всіх копитних і зараз являються одним із важливих чинників скорочення їх чисельності на крайньому півдні країни.

Аналізуючи матеріали табл. 2.1-2.4, можна зробити висновок, що за останні 100 років умови існування тварин у південній Україні, внаслідок людської діяльності, змінилися так суттєво і швидко, як цього ніколи не спостерігалось в далекі доісторичні часи.

2.3. Кліматичні особливості. Споконвічна своєрідність природи південної України обумовлена особливостями клімату, який тут дещо м'якший, ніж у сусідніх степах Східної Європи [61]. Для південних районів країни характерні значні теплові ресурси, тривалий вегетаційний період і низька вологість повітря. Середня температура січня в межах території змінюється незначно від мінус 3°C в Одеській області до мінус 9°C у Луганській, а липня, відповідно, – від плюс 20°C до плюс 24°C [136].

Велике значення для тварин має тривалість безморозного періоду, який складає 208 днів на заході і 138 на північному сході, а також вегетаційного – 210-150 днів. Річна сума опадів коливається від 300-350 мм у Причорномор'ї до 550 мм на Донецьком кряжі, причому їхній максимум припадає на першу половину літа [338]. Окрім того, для всього регіону характерна висока випаровуваність, яка не буває нижчою 900-1000 мм на рік. На більшій частині степової зони число днів з опадами становить 120-140 днів, лише в Причорномор'ї і Приазов'ї – біля 100. Зате в деякі роки тут із зливами за добу випадає їхня значна кількість (104 мм – Дніпропетровськ, 106 – Луганськ, 156 – Херсон, 163 – Болград, 189 – Асканія-Нова).

Навесні і взимку часто дують сильні східні вітри, що стають причиною високих підйомів рівня води на морському узбережжі. При цьому можуть затоплюватися понижені ділянки суші, коси й острови, що взимку 1969/70 р. стало причиною загибелі декількох сотень благородних оленів на косі Бірючий острів [426], а в грудні 1997 р. – основного поголів'я муфлона [642].

Іноді сильні вітри призводять до виникнення пилових бур. Під час останніх відбувається перенесення вітром значної кількості ґрунтових часток, що супроводжується значним погіршенням видимості, створенням еолових форм рельєфу, знищенням посівів і зниженням родючості ґрунту. Пилові бурі становлять безпосередню небезпеку, у першу чергу, для зайця-русака, тому що за часом збігаються з періодом розмноження і виховання нащадків. Побічно вони призводять до зростання смертності від хижаків багатьох копитних, особливо козуль [189], які змушені покидати місця постійного перебування і шукати більш комфортних умов. Особливо трагічними для сільського і мисливського господарства виявилися пилові бурі 1969 р. За площею поширення і завданням збиткам вони перевершили всі попередні, відзначені в країні упродовж XX ст. При посиленні східного вітру до 28-35 м/сек., а у Приазов'ї – більш 40 м/сек., відбулося сильне вивітрювання верхнього шару ґрунту і його перенесення на велику відстань. У період із 1 січня по 29 лютого інтенсивною дефляцією було охоплено 14 південно-східних областей України площею 250 тис. км², а швидкість руху пилових бур перевищувала 300 км на добу у західному напрямку і більш, ніж 100 км – у північному [220]. У результаті накопичення значної кількості ґрунту у вигляді земляних валів на місцях засипаних майже до верхівок дерев полезахисних лісосмуг і садків, створилися винятково сприятливі умови для створення лисицями та єнотоподібними собаками виводкових і тимчасових нір.

Степова зона України відрізняється своєрідним плином кліматичних сезонів. Раніш усього весна починається на південному заході степової зони в Одеській, Миколаївській і Херсонській областях. Тут уже наприкінці лютого температура повітря переходить через 0°C і сніговий покрив зникає цілком. На південному сході, у Луганській, Донецькій і на сході Запорізької областей це відбувається трохи пізніше – у першій половині березня [474].

Таким чином розпочинається весняний період, який є найбільш відповідальним у житті усіх тварин; погодні умови упродовж нього дуже впливають на успішність розмноження і виживаність нащадків усіх видів досліджуваних ссавців.

Головною подією в умовах швидкого потепління можна вважати поновлення вегетації озимих культур і малочисельних ефемерів, що збереглися на схилах балок. Це відбувається, приблизно, з третьої декади березня, хоча окремі рослини під снігом можуть залишатися зеленими на протязі всієї зими. Варто звернути увагу на те, що характерною регіональною рисою цього періоду є короткочасне, майже щорічне, повернення холодів із заморозками і снігопадами. Така погода призводить до загибелі великої кількості зайченят першого виводку і новонароджених поросят [94, 120]. Крім того, весняні морози, що досягають мінус 5-10°C, ушкоджують квіти дуба, і у такий спосіб негативно впливають на врожай жолудів, які в багатьох лісах півдня являються важливими зимовими і ранньовесняними кормами дикого кабана. Завершальний етап весни триває з третьої декади квітня до останніх чисел травня. Але і він може супроводжуватися небезпечними для новонароджених тварин похолоданнями. Наприклад, 8-9 травня 1998 р. температура повітря знизилася на південному заході степової зони до мінус 5°C, а на північному сході – до мінус 11°C. Особливо згубно це позначилося на плодоносінні горіхових, черешневих і яблуневих садів; на великих просторах вимерзли виноградники, посадки картоплі, і взагалі постраждали всі сільськогосподарські та лісові культури. Крім шкоди господарству, такі кліматичні аномалії значно знижують врожайність усіх потенційних кормових рослин для диких тварин.

Літо на півдні дуже спекотне і тривале. Нерідко липневі і серпневі температури досягають 40°C, при цьому пересихають невеликі річки, що є

головними джерелами прісної води для диких ссавців, і сильно зростає концентрація солей у ній. Якщо в нормі мінералізація поверхневих вод коливається від 500 до 1000 мг/л, то в посушливі роки вона зростає в декілька разів. На півночі степової зони, де переважають карбонатно-кальцієві води і річкова мережа добре розвинута, це явище не призводить до істотного погіршення умов існування тварин. Для крайнього півдня з хлоридними і сульфатно-натрієвими водами, серпень-вересень є періодом гострого дефіциту прісної води, що буває причиною локальних міграцій частини кабанів і козуль. Особливо негативно висихання водойм впливає на ссавців водно-болотного комплексу, таких як бобер і ондатра. У цей час їхні житла стають доступними для хижаків, а самі тварини змушені у пошуках інших придатних угідь мігрувати по суші, де вони особливо вразливі. Це призводить до елімінації значної частини звірів [91, 321]. У меншому ступені від літніх посух страждають видра і норка. За останнє 30-ліття (1970-2000 р.) найбільші сильні посухи, що охопили більшу частину України, Молдавію і прилягаючі райони Росії, відзначалися в 1972 та 1975 роках [27].

Осінь у південній Україні є самим коротким сезоном і починається в жовтні; із середини цього місяця після перших приморозків спостерігається листопад. Перехід до зими чітко не виражений, тому що морозяна погода на початку сезону дуже нестійка, а сніговий покрив установлюється лише наприкінці грудня. Вкрай рідко (1963/1964 р.), на більшій території всієї степової зони з випаданням першого снігу в середині листопада утворюється постійний сніговий покрив. Звичайно в Придунав'ї сніг лежить усього 30 днів на рік, на Приазовській низовині – біля 40, у районі Донецького кряжу – біля 80, а в окремі роки (1965/66, 1973/74, 1999/00) узагалі може бути відсутнім [272]. Зимові морози нетривалі, але забезпечують наявність на водоймах льодоставу, хоча пониззя таких великих рік як Дніпро, Південний Буг,

Дністер і Дунай замерзають рідко – останній раз у грудні 2002 р. Нерідко в середині зими спостерігаються тривалі відлиги з мрякою та ожеледицею. Під час них, особливо в Причорномор'ї і Приазов'ї, сніговий покрив зникає і оголений ґрунт піддається впливу наступаючим слідом за відлигою морозам [61]. Внаслідок зміни відлиг морозною погодою часто виникають ожеледі з утворенням щільного крижаного шару, що призводить до загибелі озимих посівів – основних зимових кормів оленя, козулі, зайця і спричиняє неможливість їхнього поїдання. Особливо катастрофічною була зима 1984/85р., під час якої товщина прошарку ожеледі досягала 5! см, а температура повітря – мінус 24°C у Приазов'ї і мінус 34°C у північно-східному Донбасі. Сніг лежав до 20 березня, після чого почалося його різке танення, що викликало значне розлиття малих степових річок, затоплення степових подів і повені в заплавах усіх великих рік. Протягом суворої зими і катастрофічної весни повсюдно загинуло багато зайців, козуль і кабанів [94, 120]. Проте, повені зіграли важливу роль у розселенні ондатри і видри [115, 123]. Така ж нетипово сувора зима спостерігалася й у 1986/87 рр.

Кримські степи характеризуються менш континентальним кліматом: температура січня в середньому дорівнює 0°C, липня +22°C, а річна амплітуда становить біля 20°C. З листопада по квітень тут можливі заморозки, але число днів із морозом не перевищує 60-70 на рік, хоча в деякі зими бувають короткочасні заметілі. Саме тут спостерігаються найліпші умови для зайця-русака в Україні і найвища щільність його населення.

Таким чином, можна констатувати, що кліматичні умови для диких ссавців у степовій зоні є винятково сприятливими, проте посухи, тривалі снігопади із стійким сніговим покривом і ожеледдю, різке зниження температури при сильних вітрах, що викликають затоплення морського узбережжя і островів, пилові бурі спроможні завдати значної шкоди

угрупованням багатьох видів. У той же час, для більшості тварин у трансформованій степовій зоні збереглося дуже небагато оптимальних біотопів, найбільш цінними з яких є плавні в долинах великих і середніх рік, зарості гідрофільної рослинності на малих річках, у балках і на затоплених подах, залишки природних лісів, а також усі штучні ліси, полезахисні та протиерозійні лісосмуги. Не викликає сумнівів важливе кормове значення агроценозів, які без попередніх угідь, втрачають свою цінність для більшості великих ссавців.

РОЗДІЛ 3

СТИСЛИЙ НАРИС ІСТОРІЇ ФОРМУВАННЯ МАКРОТЕРІОФАУНИ

Макротеріофауна Південної України набула сучасного стану упродовж другої половини ХХ ст. внаслідок широкомасштабних заходів з реакліматизації та акліматизації тварин на тлі інтенсивної трансформації біотопів [106]. Значну роль в її динаміці відіграло майже повне знищення степової біоти, скорочення площі заплавних і байрачних лісів, створення мережі штучних лісонасаджень, зміна гідрологічного і біохімічного режиму водойм тощо. Важливе значення також мали державні організаційні заходи, серед яких слід назвати формування системи природоохоронних територій та мисливських господарств, а також певні законодавчі кроки. І хоча домінуючу роль антропогенного фактору в становленні сучасних фауністичних комплексів важко заперечувати, зміни фаун відбувалися як задовго до появи людської цивілізації, так і в процесі її розвитку. Тому є безпосередній сенс провести аналіз динаміки фауни великих ссавців з початку активної експлуатації їхніх ресурсів до сьогодення.

3.1. Стан макротеріофауни в доісторичні часи. У древньому плейстоцені фауна півдня України мала майже африканський вигляд з великою кількістю видів антилоп, газелей, коней, оленів та інших великих ссавців. Але упродовж європейського вюрма (70-60 тис. років тому), для якого характерним було загальне похолодання клімату, на всій території нашої країни особливого розквіту досягла мамонтова фауна. Її фоновими видами, окрім мамонта, були волохатий носоріг, первісний бізон, широкопалий кінь, песець, заєць-біляк, північний олень, копитний лемінг та інші представники тундрового комплексу [325, 327]. Однак, в Причорномор'ї локально ще довго мешкали такі теплолюбні лісові та саванні тварини, як південний слон, червоний вовк, леопард, європейський осел, велетенський олень, печерні форми гієни, ведмедя, лева та інші. У зв'язку з цим, В. І. Громов [152] виділив ранній і пізній

верхньопалеолітичні теріокомплекси, які відтворюють дві різні тенденції розвитку фауни. Перша з них зводиться до поступової еволюції від теплолюбних форм до холодостійких з послідовним вимиранням найменш пристосованих до холоду тварин, наслідком чого є скорочення як родового, так і видового різноманіття. Друга тенденція характеризує швидкі зміни складу фауни, що пов'язані з міграцією тварин під впливом різких кліматичних коливань.

Льодовиковий період історії Землі, який тривав біля 2 млн. років, не був часом безперервного холоду. У Європі між головними льодовиковими епохами (гюнц, міндель, ріс та вюрм) спостерігались сильні потепління, тривалість кожного із яких складала 15-20 тис. років. Вважається, що екстремальні періоди багато з тварин пережило в своєрідних оазах – рефугіях, які збереглися завдяки специфічним орографічним, кліматичним, біоценотичним та іншим особливостям [151, 243]. Звичайно періодичне виселення тварин із таких місць відбувалось завжди, але найбільш суттєве, за подальшим впливом на фауну, розпочалося 12-8 тис. років тому внаслідок потепління клімату. Воно особливо активізувалось в атлантичний період (8-4,5 тис. років тому), досягнувши максимуму під час найвизначнішого потепління упродовж, так званого, голоценового кліматичного оптимуму (6,5-5 тис. років тому), що призвело до розширення ареалів багатьох видів. У наступні суббореальний і субатлантичний періоди голоцену (4,5 тис. років тому-сучасність), після деякого похолодання і встановлення відносної стабілізації кліматичних умов, навпаки відбувалось помітне скорочення ареалів тварин [15, 83, 151].

З другої половини вюрма (40-25 тис. років тому) спостерігався значний прогрес мисливської культури пізнього палеоліту – орин'якської на заході Європи і сунгирської – на сході. Древні мешканці нечисельних поселень, неандертальці, ще не знали ані скотарства, ані землеробства; їх основним заняттям було мисливство, яке дозволяло отримувати основні продукти харчування, матеріали для виготовлення одягу, мисливського знаряддя і

будівництва житла. Люди вживали у їжу м'ясо всіх добутих тварин, про що свідчить дослідження кухонних залишків із палеолітичних і неолітичних стоянок. Тому результати їх вивчення представляють значний інтерес для ретроспективного аналізу фауни.

В період максимального розвитку зледеніння (16-14 тис. років тому) рівень океану знаходився, приблизно, на 85 м нижче сучасного, а інтенсивність липневої циркуляції атмосфери не відрізнялася від сучасної ситуації в січні. Тому середньорічна температура повітря над поверхнею суші в північній півкулі була нижча чим зараз на $5,3^{\circ}\text{C}$ [60]. Суворі кліматичні умови в помірній зоні, на думку багатьох дослідників, робили неможливим розвиток навіть самого примітивного землеробства. Таким чином лише мисливство дозволило вижити древнім людям в ті часи. Незважаючи на простоту знаряддя, полювання було досить ефективним, чому сприяла висока чисельність великих ссавців. Однак, тривалий вплив песимальних умов, які склалися внаслідок зміни клімату, викликало глобальну перебудову екосистем, що 10-12 тис. років тому назад призвело спочатку до скорочення ареалів та локального, а потім і повсюдного вимирання велетенського оленя, первісного бізона, тура й інших видів. За даними Д. Аксельрода [494], всі ці тварини мали низьку фізіологічну стійкість до тривалого впливу посух, низьких температур і голоду. Цей процес, напевно, відбувався дуже швидко, так як і у сучасних тундрах благополуччя популяцій настільки залежить від кліматичних показників конкретного року, що навіть такий холодостійкий вид, як північний олень, змушений на зиму мігрувати далеко на південь, а населення дрібних ссавців схильне до дуже значних коливань чисельності. Зокрема, вивчаючи теріофауну Гиданського п-ова (координати базового табору – $71^{\circ}38'$ пів. ш. і $79^{\circ}43'$ с. д.), ми за суворе літо 1989 р. не зустріли жодного зайця-біляка і копитного лемінга, а чисельні у попередні роки сибірські лемінги були представлені поодинокими особинами. Низька чисельність основних жертв стала причиною високої смертності серед

молодих песців і спричинило одночасну ранню міграцію всіх ссавців цього виду, які вже в середині літа покинули свої територіальні ділянки [102, 639].

Регулярна повторюваність подібних процесів на великих площах привела також до зниження чисельності і зникнення окремих популяцій європейського дикого осла, широкопалого коня, печерних форм ведмеда, лева та гієни. На територію сучасної степової зони і в передгір'я Криму вюрмським похолоданням були відтиснені угруповання ссавців тундрово-степового комплексу – заєць-біляк, песець, північний олень та інші [85]. Якщо в палеолітичних стоянках були знайдені залишки 38 видів крупних ссавців, що відносилися до 8 рядів, то в неолітичних – лише 29 (табл. 3.1). Найбільші втрати понесла група крупних рослиноїдних – копитних та хоботних, а також вузько спеціалізованих хижаків, якими були печерні форми, і такі різні за біологією стенобіонти, як леопард, червоний вовк та песець. Для більшості великих ссавців це стало наслідком взаємодії екологічних умов, що різко змінилися, з неадекватними їм біологічними потребами тварин. Не викликає також сумніву локальна роль древніх мисливців в скороченні чисельності великих ссавців із тривалим дорепродуктивним періодом та низькою плодючістю, таких як мамонт, волохатий носоріг, первісний бізон і інші. Спеціальні дослідження з цього приводу І. Г. Підоплічка [325, 327] витримали випробовування часом і знайшли своїх послідовників в інших країнах світу [494, 569, 570]. Наступне вивчення четвертинних вимирань в різних кінцях планети показало різноманітність причин цього явища. Зокрема було встановлено, що для фауни Північної Євразії провідним фактором була серія різких змін холодного континентального клімату наприкінці вюрму-валдаю на тепліший, вологий та багатосніжний. Внаслідок цього багаті кормами тундрові та лугові степи перетворилися на схожі на сучасну тундру заболочені низькопродуктивні ландшафти [81, 82, 84].

У межах більшої української частини сучасної степової зони, яка не зазнала впливу материкового зледеніння, швидко зростало населення первісних

племен. Основним заняттям його було рибальство та полювання, які вже створювали суттєвий тиск на окремі популяції ссавців великого та середнього

Таблиця 3.1

Фауна великих ссавців південної України за матеріалами дослідження
кухонних залишків із древніх поселень людини *

Р я д	В и д	Ч и с е л ь н і с ь **	
		палеоліт	неоліт
Комахоїдні – Insectivora	Хохуля (<i>Desmana moschata</i> L.)	мало	мало
Зайцеподібні – Leporidae	Заєць-русак (<i>Lepus europaeus</i> Pall.)	багато	дуже багато
	Заєць - біляк (<i>Lepus timidus</i> L.)	мало	відсутній
	Заєць донський (<i>Lepus tanaiticus</i> Gur.)	мало	відсутній
Гризуні – Rodentia	Бабак степовий (<i>Marmota bobac</i> Müll.)	мало	багато
	Бобер річковий (<i>Castor fiber</i> L.)	мало	багато
	Дикобраз (<i>Hystrix vinogradovi</i> Argir.)	поодинокі	відсутній
Хижі – Carnivora	Ведмідь бурий (<i>Ursus arctos</i> L.)	дуже багато	мало
	Ведмідь печерний (<i>Ursus spelaeus</i> Ros. et Hein.)	дуже багато	відсутній
	Гієна печерна (<i>Crocota spelaea</i> Gold.)	мало	відсутня
	Лев печерний (<i>Panthera spelaea</i> Gold.)	багато	відсутній
	Леопард (<i>Panthera pardus</i> L.)	поодинокі	відсутній
	Рись (<i>Felis linx</i> L.)	поодинокі	поодинокі
	Кіт лісовий (<i>Felis silvestris</i> Schreb.)	відсутній	поодинокі
	Видра (<i>Lutra lutra</i> L.)	відсутня	багато
	Куниця лісова (<i>Martes martes</i> L.)	відсутня	мало
	Куниця кам'яна (<i>Martes foina</i> Erx.)	відсутня	мало
	Горностаї (<i>Mustela erminea</i> L.)	поодинокі	відсутній
	Тхір степовий (<i>Mustela eversmanni</i> Les.)	поодинокі	мало
	Тхір лісовий (<i>Mustela putorius</i> L.)	мало	мало
	Перев'язка (<i>Vormella peregusna</i> Güld.)	відсутня	поодинокі
	Борсук (<i>Meles meles</i> L.)	багато	багато
	Росомаха (<i>Gulo gulo</i> L.)	мало	мало
	Вовк червоний (<i>Cuon alpinus</i> Pall.)	поодинокі	відсутній
	Вовк (<i>Canis lupus</i> L.)	багато	багато
	Песець (<i>Alopex lagopus</i> Gr.)	мало	відсутній
	Лисиця (<i>Vulpes vulpes</i> L.)	багато	багато
	Корсак (<i>Vulpes corsak</i> L.)	багато	мало
Хоботні – Proboscidae	Мамонт (<i>Mammuthus primigenius</i> Blum.)	багато	відсутній
	Слон південний (<i>Archidiskodon meridionalis</i> Nes.)	мало	відсутній
Непарноко- питні – Perissodactyla	Кулан (<i>Equus hemionus</i> Pall.)	мало	багато
	Кінь широкопалий (<i>Equus latipes</i> Grom.)	багато	відсутній
	Осел плейстоценовий (<i>Equus hydruntinus</i> Reg.)	дуже багато	відсутній
	Тарпан (<i>Equus gmelini</i> Ant.)	мало	багато
	Носоріг волохатий (<i>Coelodonta antiquitatis</i> Blum.)	мало	відсутній

Таблиця 3.1 (продовження)

Р я д	В и д	Ч и с е л ь н і с т ь **	
		палеоліт	неоліт
Парнокопитні – Artiodactyla	Свиня дика (<i>Sus scrofa</i> L.)	відсутня	дуже багато
	Олень благородний (<i>Cervus elaphus</i> L.)	багато	дуже багато
	Олень велетенський (<i>Megaloceros giganteus</i> Blum.)	багато	відсутній
	Олень північний (<i>Rangifer tarandus</i> L.)	багато	мало
	Лось (<i>Alces alces</i> L.)	мало	мало
	Козуля європейська (<i>Capreolus capreolus</i> L.)	мало	багато
	Бізон первісний (<i>Bison priscus</i> Boj.)	багато	відсутній
	Тур (<i>Bos primigenius</i> Boj.)	поодинокі	багато
	Зубр (<i>Bison bonasus</i> L.)	відсутній	мало
	Сагайдак (<i>Saiga tatarica</i> L.)	багато	дуже багато
Разом видів:		38	28

* За матеріалами різних дослідників [15, 33, 34, 35, 84, 85, 163, 164, 243, 325, 326, 351, 368].

** Тут і нижче прийнята така система оцінки чисельності: сто особин і більше – дуже багато, десять і більше – багато, біля десяти – мало, 1-2- поодинокі.

розміру, а також впливали на фауну в цілому. У цілому, фауна крупних ссавців сучасної степової України у пізньому палеоліті була лише вихідною для голоценової фауни, на формування якої великий вплив спричинила міграція з півдня та південного заходу Європи таких нових видів, як благородний олень, тур, тарпан тощо [37].

Навіть в пізньоплейстоценовий час були помітні регіональні особливості теріофауни. Зокрема, на південному заході степової зони рідко відмічались залишки сагайдака [163]. Згідно матеріалів деяких дослідників [50], це пояснюється як малою чисельністю виду на східноєвропейських рівнинах, так і сезонним характером перебування тварин під час весняно-літніх міграцій. Зимові стада цієї антилопи, скоріш за все, мешкали в Криму, де було знайдено багато остеологічних залишок її дорослих особин [151, 346], хоча, в меншій кількості, вони були виявлені і на сході країни. На Кримському півострові сагайдак зустрічався разом з мамонтом, волохатим носорігом, північним оленем, песцем та іншими представниками мамонтового комплексу [33].

У пізньому плейстоцені на території Південної Європи і на Кавказі звичайним видом була європейська козуля, яка в Криму і на Руській рівнині представлена незначною кількістю знахідок. Натомість, сибірська козуля була чисельним видом на території сучасної лівобережної України і на Північному Кавказі [81, 84]. На думку багатьох палеозоологів, неолітичні мисливці проявляли незначний інтерес до хутрового промислу і тому в їх поселеннях, при порівняній легкості добування, дуже рідко зустрічаються залишки кунячих, м'ясо яких, до того ж, має неприємний присмак. Можна лише припускати, що реальна чисельність їх в природі була значно вищою, ніж це витікає із таблиці 3.1. Зараз в лівобережному степу України такі стенобіонти, як степовий тхір та перев'язка трофічно і територіально пов'язані з поселеннями малого ховраха. Доказано, що всі райони корінних поселень цього виду приурочені до підвищених ділянок древньої суші, котрі не заливались водою навіть під час найбільших трансгресій Чорного і Каспійського морів. Серед відомих центрів виникнення рецентного ареалу малого ховраха вказується Донецький кряж [78]. Тому найбільш вірогідно, що саме цей регіон являвся важливою рефугією і для багатьох дрібних кунячих.

3.2. Зміни макротеріофауни в голоцені. У ранньому голоцені вже встановилась близька до сучасної диференціація природних зон. Однак, під впливом кліматичних пульсацій, їх межі зазнавали періодичних змін. Зокрема в атлантичний період (5-7 тис. років тому), степова зона займала значно більшу площу, ніж зараз і її північна межа проходила по території сучасного півдня Середньоросійської височини [375]. Кліматичні умови вюрмського зледеніння виключали можливість збереження в лісостеповій і степовій зонах широколистяних лісів, придатних для існування багатьох великих ссавців. За даними палінологічного аналізу [76], відклади льодовикових епох містять практично лише пилок недеревних арктичних видів, так як панівним ландшафтом в ті часи був своєрідний тундровий степ. Пізніше, з потеплінням, з'являються і

перші дерева (верби та берези). На Руській рівнині сукцесії лісової рослинності починалися з березово-соснової серії поблизу вірогідних лісових притулків, наприклад, біля Донецького кряжу, а також в інших районах і мали загальний напрямок зі сходу на захід [153]. Причому в південному лісостепу в атлантичний період великі площі були зайняті дубовими лісами з присутністю граба та бука, котрі в середньому голоцені долинами Дніпра, Дністра і Дунаю доходили до Чорного моря. Нові тенденції у розвитку рослинності, скоріше за все, були пов'язані з планетарними кліматичними змінами, які стали помітними в суббореальний (5-3 тис. років тому в епоху бронзи) і в субатлантичний часи; для них характерними були зростання вологості та зниження середніх температур. Вважається, що в Європі за останні 4 тис. років було сім холодних і вологих періодів, які, відповідно, розпочалися 80, 680, 1220, 2000, 2600, 3100 і 3680 роки тому [60]. Це призвело до появи нових лісових масивів, а також сприяло їх проникненню по заплавах річок далеко на південь. Збільшення лісовкритої території відбулося за рахунок скорочення площі степів; однак, завдяки цим обставинам, у межах степової зони зросла мозаїчність біотопів і сформувались умови, придатні для мешкання як лісових, так і степових тварин. При співставленні ареалів знахідок кісток із археологічних пам'ятників Східної Європи, було встановлено, що в неолітичних стоянках кістки таких лісових ссавців як лось, лісова куниця, рись, росомаха, білка, лісовий кіт не зустрічались південніше 48° пів. ш. і, таким чином, їх поширення не виходило за південну межу сучасного лісостепу [46]. В поселеннях пізньої бронзи, раннього заліза і середньовіччя, особливо в I тисячолітті н.е., ці тварини вже були звичайними на широтах типового степу, але лише в призаплавних місцях, де великі площі лісу збереглися до початку XX ст. Чисельність таких степових видів, як бабак, корсак, сагайдак, кулан, тарпан, зазнавала певних коливань з різних причин. Наприклад, в Нижньому Придніпров'ї з неоліту до середньовіччя, відбувалось збільшення чисельності сагайдака і скорочення – кулана [48]. Матеріали, викладені в таблиці 3.2 яскраво ілюструють зміну ролі

в мисливстві видів, які трофічно і топічно пов'язані з деревною рослинністю – тура, зубра, лося, благородного оленя і козулі, євритопного кабана, а також

Таблиця 3.2

Значення копитних із різних екологічних груп (%) в мисливстві на півдні України [175]

Період	Види, пов'язані з деревною рослинністю	Види відкритих степових рівнин	Кабан	Відношення кількості степових видів до лісових
Початок I тисячоліття нашої ери	58	9	33	0,15
Друга половина III - початок II тисячоліття до нашої ери	25	64	11	2,58
Середина IV - початок III тисячоліття до нашої ери	45	45	10	1,00

мешканців степових рівнин, якими є кулан і сагайдак.

Взагалі на початку нашої ери серед кісткових залишків на півдні України лісові копитні незначно переважали над степовими, однак, чи спостерігалось це в природі, чи було пов'язане з вибірковістю полювання, однозначно стверджувати не можна.

Розведення на півдні з другої половини V ст. до н. е. свійських тварин призвело до появи в степовій зоні овець і кіз, предки яких тут ніколи не мешкали, а також до збільшення чисельності великої рогатої худоби [437, 466]. Нова екологічна ситуація на початку пізнього голоцену (з I тис. до н.е.) спричинила повсюдну зональну пасовищну дигресію рослинного покриву [175]. Це поліпшило умови існування степового бабака, крапчастого і малого ховрахів, а вслід за зростанням їх чисельності відбулося зростання популяцій таких кунячих, як ласка, горностаї, степовий і лісовий тхори, перев'язка, а також інших, менш спеціалізованих хижих ссавців.

В деяких древніх городищах (Ольвія) в шарах відкладів до нашої ери були знайдені кістки левів і леопардів. На думку вітчизняних палеозоологів [326, 411], вказані тварини тоді ще могли існувати в Причорномор'ї, але є і чисельні заперечення, що ґрунтуються на доказах образотворчого мистецтва та описах розведення цих видів в звіринцях грецьких міст-колоній для гладіаторських боїв [45]. Пізніше знахідки кісток левів у трипільських пам'ятках Одещини [47] і леопардів [87] у скіфських курганах на північному заході України розвіяли сумніви щодо мешкання зазначених видів у природі в античний час.

На протязі двох останніх тисячоліть природа південної України не зазнавала ніяких серйозних потрясінь, хоча, за даними деяких кліматологів [27], у 1780-1870 рр., 1900-1910 рр. спостерігалась дуже холодна погода, а 1850-1870 та 1920-1950 рр. були надмірно вологими. Однак, всі фауністичні зміни відбувались лише за безпосереднього впливу антропогенного фактору, тиск якого особливо став проявлятися на вказаній території з XVIII ст. Після ліквідації в 1775 р. Запорізької Січі, степ, раніше зайнятий ногайцями і татарами, в короткий термін був заселений слов'янським населенням. З 1795 по 1811 роки в Херсонську, Таврійську і Катеринославську губернії із Лівобережної України переселилося біля 100 тисяч чоловік – майбутніх скотарів та землеробів [215]. Почалося інтенсивне сільськогосподарське освоєння всієї степової зони, котре призвело до повної трансформації степової біоти, знищення і без цього мізерних лісових ресурсів, розташованих переважно в заплавах річок. Це спричинило значні зміни макротеріофауни (табл. 3.3), хоча в XIX ст.. із степового комплексу зникла незначна кількість стенотопних видів – корсак, сагайдак і тарпан; останній, на жаль, був знищений взагалі як зоологічний вид. Популяції таких важливих для людини ссавців, як видра, бабак, благородний олень, козуля і кабан опинились на грані зникнення.

Таблиця 3.3

Склад фауни крупних ссавців південної України в голоцені

Р я д	В и д	З у с т р і ч а л ь н і с т ь		
		VI ст. до н.е. - VI ст. н.е.	VII – XII ст.	початок XXI ст.
Комахоїдні	Хохуля +	Рідко	Поодинок	Відсутня
Зайцеподібні	Заєць-русак Кріль дикий *	Часто Відсутній	Часто Відсутній	Часто Рідко
Гризун	Бобер річковий Бабак степовий Нутрія звичайна Білка звичайна * Ондатра *	Часто Часто Відсутня Відсутня Відсутня	Часто Часто Відсутня Відсутня Відсутня	Рідко Часто Локально Локально Часто
Хижі	Вовк Шакал звичайний Лисиця звичайна Корсак Собака єнотоподібний * Ведмідь бурий Видра річкова + Куниця лісова Куниця кам'яна Борсук звичайний + Норка європейська + Норка американська * Тхір лісовий Тхір степовий + Перев'язка + Горностай + Леопард Лев Кіт лісовий +	Часто Відсутній Часто Рідко Відсутній Рідко Рідко Рідко Рідко Часто Рідко Відсутня Рідко Рідко Рідко Поодинок Рідко Рідко Рідко Поодинок Рідко Рідко Рідко	Часто Відсутній Часто Поодинок Відсутній Рідко Рідко Рідко Рідко Часто Поодинок Відсутня Поодинок Поодинок Поодинок Поодинок Відсутній Відсутній Відсутній Поодинок	Часто Локально Часто Дуже рідко Часто Відсутній Часто Рідко Дуже часто Часто Дуже рідко Локально Дуже рідко Дуже рідко Дуже рідко Дуже рідко Відсутній Відсутній Відсутній Дуже рідко
Непарнокопитні	Кулан * Тарпан Кінь Пржевальського *	Часто Рідко Відсутній	Часто Дуже часто Відсутній	Напіввільно Відсутній Напіввільно
Парнокопитні	Свиня дика Олень благородний Олень плямистий * Олень північний Лось європейський Лань європейська * Козуля європейська Сагайдак Муфлон європейський *	Часто Дуже часто Відсутній Рідко Часто Відсутня Часто Дуже часто Відсутній	Часто Дуже часто Відсутній Рідко Часто Відсутня Часто Дуже часто Відсутній	Часто Локально Локально Відсутній Рідко Локально Часто Відсутній Рідко

Таблиця 3.3 (продовження).

Р я д	В и д	З у с т р і ч а л ь н і с т ь		
		VI ст. до н.е. - VI ст. н.е.	VII - XII ст.	початок XXI ст.
Парнокопитні	Зубр Тур	Рідко Рідко	Рідко Рідко	Відсутній Відсутній
Разом видів:		31	29	32

*За матеріалами різних дослідників [45, 46, 48, 49, 93, 164, 175, 197, 326, 327, 387, 411, 430, 431, 435, 436];

** види акліматизовані; + види занесені до Червоної Книги України (1994).

Ще в 1836 році в пониззі Дніпра під Херсоном зустрічався бобер [68], та через деякий час і він був знищений.

Інтенсивний розвиток скотарства в XIX та на початку XX ст. також негативно вплинув на фауну трав'янистих через витіснення крупних копитних з водопоїв, кращих пасовищ і поширення нехарактерних на той час хвороб, таких як ящур, сибірська виразка та інші інфекції, що були запозичені у свійських тварин. Хоча в 60-ті роки XIX ст., внаслідок зниження ціни на овечу шерсть і зростання ціни на пшеницю, стало скорочуватись передусім поголів'я овець [67], чисельність свійських тварин була значною. В 1841-1848 рр. лише в Херсонській губернії налічувалося 202-428 тис. коней, 700-832 тис. великої рогатої худоби та 1838 тис. овець [462]. На території сусідньої Одещини у 1913 році випасалось 814 тис. коней, 826 тис. голів великої рогатої худоби, 397 тис. овець, 419 тис. свиней і не менша кількість кіз [67]. Наслідком цього було знищення типової степової рослинності, особливо, шкідливої для овець ковили, яку випалювали двічі на рік, та зростання площі вигонів. Це сприяло розселенню та зростанню чисельності, насамперед, сірого ховраха, що створювало позитивний вплив на дрібних кунячих [68]. Велика кількість свійських копитних, у свою чергу, була основою для процвітання південних угруповань вовка [431]. Для розуміння глобальності змін фауни ссавців, що сталися внаслідок знищення степової біоти, можна використати приклад з недавнього минулого. Розорювання у 1954-1955 рр. в Казахстані 18 млн. га цілинного степу спочатку не спричинило негативного впливу на фауну. Однак, коли у 1957 р. рілля стала складати всього 10% ! площі держави, почалося

вимирання бабака, степової строкатки і корсака на величезній території [316]; на тлі цього відбулося розширення ареалів зайця-русака, хом'яка тощо [381]. У Кам'яному степу (Воронезька обл.) розорювання цілини у поєднанні з нищівним промислом були визнані основними причинами зниження чисельності і зникнення бабака [30]. Подібна картина спостерігалася на території Голодного степу у Середній Азії, де після оранки цілинних земель та зрошення спостерігалось зникнення перев'язки, степового тхора, ласки, корсака, вовка та шакала. Натомість відбулася непередбачена випадкова інтродукція сірої криси, ріст її чисельності з подальшою експансією виду у межах всього Цілинного краю [224].

Незважаючи на тривале існування письменності, ми маємо невелику кількість достовірних джерел, за якими можна досить приблизно встановити особливості збіднення фауни копитних, зменшення їх розмірів тощо. Навряд чи нам вдасться з'ясувати подробиці цих явищ до кінця і остаточно встановити їх причини. Тим більше, що подальші фауністичні зміни, які сталися наприкінці XX ст. підтверджують наведені сумніви.

3.3. Вплив на фауну акліматизаційних і реакліматизаційних заходів. Наприкінці XVIII і на початку XIX ст., у зв'язку із зникненням певних видів, скороченням чисельності багатьох популяцій великих ссавців, а також внаслідок культивування особливої моди, широкого розповсюдження набула інтродукція аборигенних і екзотичних видів. Спочатку в процесі її проведення переслідувались виключно утилітарні цілі приватного характеру, котрі знайшли своє втілення в створенні мисливських господарств навколо поміщицьких садиб. Найбільш типовим зразками, що ввібрали кращі досягнення тих часів, були "Заказники імператорської охоти". Так, на території одного з них, в гірському Криму (1913-1917 рр.) були зроблені спроби акліматизації зубра, європейського муфлона і кавказького тура [182, 183]. Виказувались також

пропозиції про доцільність акліматизації благородного оленя, сагайдака, зубра та козулі та на о-ві Джарилгач у Чорному морі [70].

Після Жовтневої революції і створення СРСР, передовими вченими того часу Б. М. Житковим [195], П. О. Мантейфелем [282], Б. К. Фортунатовим [432] та іншими була сформульована концепція “Збагачення та реконструкції фауни СРСР”, котра була схвалена в 1933 році на I-у всесоюзному з’їзді по охороні природи та сприяння розвитку природних багатств [229]. Таким чином, вперше в історії, зміни фауни набули статусу державних заходів і стали активно впроваджуватися у практику згідно спеціального плану. В 1948 р. продовження зазначених робіт було закріплено в Постанові ЦК ВКП (б), яка передбачала створення грандіозної системи державних та колгоспних полезахисних лісових смуг. На думку зоологів того часу [228], в місцях штучних лісонасаджень вважалось за доцільне поєднання інтересів сільського, лісового і мисливського господарства, для чого рекомендувалось “знищити шкідливих і розселити корисних” тварин. У списку потенційних вітчизняних інтродуцентів називали кам’яну куницю, лісового та степового тхорів, горностая, ласку, норку, борсука, білку, хохулю і крота, а із іноземних хутрових ссавців – скунса, колонка, єнотоподібного собаку тощо. В найбільш значних лісостепових масивах планувалось інтродукувати козулю, плямистого оленя і лань. Вважалось за необхідне проведення дослідів щодо розведення “чорно-бурих лисиць” з подальшим розселенням для покращання якості хутра ссавців місцевих угруповань [7], а також створення осередків існування білки в Велико-Анадольському і Деркульському лісах [266]. Більшість з проголошених ідей, значний відсоток з яких не мав під собою достатньо глибокого наукового обґрунтування і врахування подальших наслідків, було реалізовано.

В Україні основні роботи планувалось провести на території Донецької області в Велико-Анадольському лісництві, а також у Харківській, Луганській, Херсонській областях і в Криму. Розроблений план реконструкції фауни було узгоджено з Головним управлінням полезахисного лісорозведення при Раді

Міністрів СРСР. Розпочата Німеччиною II світова війна перешкодила його остаточному виконанню, однак ще до її початку були зроблені чисельні випуски єнотоподібного собаки, переселення алтайської білки в кримські ліси, хохулі із басейну Сіверського Дінця в плавні Дніпра, благородного оленя на о-в Бірючий і плямистого – в причорноморські райони Херсонщини [318, 319, 320].

Особлива роль у відновленні поголів'я та створенні нових угруповань належала державному заповіднику “Асканія-Нова”, співробітники якого добре освоїли технологію вирощування лані, муфлона, благородного і плямистого оленів, бізона, зубра, сагайдака та багатьох інших ссавців та птахів [412]. Незважаючи на застереження А.А.Браунера [70], який вважав, що муфлони ніколи не зможуть жити в українському степу, саме тут було вирощено їх найбільшу кількість в Україні. Спочатку європейського муфлона завезли з Італії (о-в Корсіка) в Асканія-Нову (1894 р.), де його використовували у дослідках з гібридизації для виведення нових порід овець. Після вибраковки гібридів у 1921-1934 рр., там залишилися лише чистокровні тварини [71]. У 1950-72 рр. в степовий заповідник доставили ще кілька муфлонів із Італії, Чехословаччини та із зоопарків ($n=26$); це стадо стало основою для вирощування нащадків, яких розселяли в різних мисливських господарствах країни.

В результаті природної гібридизації знаменитий господар “Асканії-Нова” Ф. Фальц-Фейн отримав добре адаптовану до посушливих умов півдня особливу форму благородного оленя. Останнє можна вважати за переконливу демонстрацію потенційно можливого гібридного утворення деяких із сучасних цервін. В цьому процесі приймали участь переважно кримський благородний олень і марал [210, 365], а також – кавказький, ізюбр, хангул та вапіті [412]. Відомо, що гібридизація в роді *Cervus* здійснюється легше, ніж у оленів інших родів, а її наслідком є збільшення гетерозиготності та репродуктивного потенціалу [532]. Пізніше це надбання було збережено і тварини асканійського походження використовувались для створення оленячих угруповань у Молдові, Мордовії, Підмосков'ї та в інших місцях [319, 320]. Зараз чисельність

асканійського оленя в степовій зоні України сягає майже 3 тис. особин, що перевищує розміри аборигенної кримської популяції.

Найбільш масштабні роботи по інтродукції крупних ссавців в південній Україні проводилися в повоєнні часи; їм належить провідна роль в формуванні сучасних популяцій ондатри, єнотоподібного собаки, плямистого і благородного оленів. Суттєві позитивні результати були отримані при напіввільному розведенні кулана і коня Пржевальського в Азово-Сиваському національному природному парку, в Миколаївській області (заповідник “Єланецький степ”) і в рекреаційній зоні Запорізького автозаводу [101].

Хвиля зміни фауни крупних ссавців під назвою “збагачення фауни” досягла апогею в 1960-1970 рр. (табл. 3.4). В цей період на території південної України було розселено велику кількість тварин 20 видів, а також вивезено в інші райони СРСР з метою “освіження крові” [59, 90, 229, 403]. Однак, зневага по відношенню до існуючих теоретичних розробок і критичних зауважень відомих вчених [127, 139, 299, 303] з боку практиків, виконання замовлень представників місцевої влади, які іноді суперечили здоровому глузду, привели до провалу роботи з інтродукції бурого ведмеда, козерога і зубра в Криму, сагайдака на косі о-в Бірючий, нутрії в пониззях Дніпра, дикого кроля – більш, ніж в сотні місць країни. Розселенню останнього в Україні тривалий час надавали великого значення [144]; лише в Криму (1961-1986 рр.) було інтродуковано 1,5 тисяч кролів і створено 21 осередок існування виду [268]. У подальшому, незважаючи на високу чисельність (7,2 тис. тварин) і щільність (25-26 особин /1 га) в окремих місцях, розпочата експлуатація ресурсів (вилов для розселення 5,2 тис. та відстріл 3,4 тис. особин) призвела до його повного винищення у більшості місць інтродукції [473]. Зараз подібна ситуація спостерігається із степовим бабаком, ресурси якого досягли значного розміру в 110 тисяч особин [406], і потребують сучасного використання. Замість цього проводяться чисельні спроби розселення тварин цього виду в усіх областях степової зони, на що вже витрачені значні кошти. Більш того, за 50 років в

Таблиця 3.4

Відомості про інтродукцію ссавців на півдні України та її результати

Р я д	В и д	Рік випуску	Область випуску	Результат
Комахоїдні	Хохуля	1931-1935	Донецька, Херсонська, Дніпропетровська	Негативний
Зайце-подібні	Засць-русак	1959-1997	Всі області окрім Одеської	Невідомий
	Кріль дикий	1894-1999	Всі області	Негативний
Гризуні	Бобер річковий	1965-1973	Донецька, Херсонська, Миколаївська, Луганська	Позитивний, але є винятки
	Бабак степовий	1930-1996	Всі області окрім Дніпропетровської	Негативний, але є винятки
	Білка звичайна	1940-1986	Ліси, парки всіх областей та АР Крим	Позитивний
	Ондатра	1944 -2000	Всі області окрім АР Крим	Позитивний
	Нутрія	1948	Херсонська	Негативний
Хижі ***	Собака єнотоподібний	1935-1950	Всі області окрім Одеської	Позитивний
	Ведмідь бурий	1972	АР Крим	Негативний
	Норка американська*	???	Дніпропетровська, Донецька, Луганська, Херсонська	Позитивний
Парно-копитні	Свиня дика	1957-1997	Всі області окрім Херсонської	Позитивний,
	Олень благородний	1918-1995	Всі області окрім Дніпропетровської	Позитивний, але є винятки
	Олень плямистий	1941-1962	Всі області окрім Запорізької	Позитивний, але є винятки
	Лань	1948-1998	Всі області	Позитивний лише в Херсонській області
	Козуля європейська **	1953, 1960 1975, 1984	Дніпропетровська, Запорізька АР Крим	Позитивний Негативний
	Козерог сибірський	1947-1956	АР Крим	Негативний
	Сагайдак	1958	Херсонська (о-в Бірючий)	Негативний
	Муфлон європейський	1913, 1985 1976, 1981 1995	АР Крим, Херсонська, Запорізька	Позитивний, Позитивний, Негативний
	Зубр	1913, 1937, 1972	АР Крим	Негативний

*Непередбачене заселення угідь внаслідок втечі норок із звірогосподарств. **А.А.Браунер [66] встановив, що в Самарському лісі (Дніпропетровська область) мешкала сибірська козуля. Автору і І.В.Загороднюку вдалося дослідити колекційні матеріали і підтвердити діагноз вченого, але є сумніви щодо природності походження угруповання виду. У 1928 р. у лісі залишилось лише 15 козуль на тлі високої чисельності вовків [69], тому зараз її вже тут нема. *** В 50-ті роки в Кременському р-ні Луганської області з метою покращання якості хутра місцевих лисиць було здійснено випуск 10 лисиць-сиводушок, результати якого оцінюються негативно [319].

Україні розселено біля 600 бабаків, які прижилися лише в Асканії-Новій та в Миколаївській області. Причому на території останньої розселяли тварин, завезених із Казахстану, в чому не було ніякої потреби [407].

Завдяки інтродукції у 1953 р. крота ($n = 101$), на території Великоана-дольського лісництва у засушливій Донецькій області було створено локальний осередок цього виду. На даний час тут мешкає 550-600 особин [354], ізольованих від інших угруповань значними просторами ланів та іншими непридатними для існування виду біотопами. Попри значну тривалість існування крота у даному місці, екологічна і господарська доцільність такого експерименту викликає певні сумніви.

Незважаючи на успішне вирощування сагайдака у напіввільних умовах на території заповідника “Асканія-Нова” [412], відновити його природні популяції в Україні не вдалося. У 1958 р. на о-в Бірючий було інтродуковано 20 особин цього виду [319], частина яких загинула від стресу під час транспортування, а частина мігрувала за межі господарства [26]. За даними В. Фальц-Фейна [421], сагайдак у 1827 р. ще зустрічався в таврійських землях; на заході Одещини останні відомості про нього відносяться до 1793 р. [68]. Не витримавши переслідування переселенцями, конкуренції з чисельними вівцями, свійськими кіньми і великою рогатою худобою, він зник так непомітно, що в літературних джерелах з кінця XIX ст. його вже ніде не згадують як представника сучасної української теріофауни. Під час громадянської війни 1918-1920 рр. близько 200 сагайдоків вийшло в степ через поламаних огорожу вольєри в “Асканія-Новій” [9], але це не призвело до утворення, бодай якого-небудь, помітного осередку існування виду в Причорномор’ї. В наші дні польові ландшафти, помережані сіткою меліоративних каналів, автошляхів і лісосмуг, з чисельними населеними пунктами яються непридатними біотопами для таких, недавно звичайних представників теріологічного степового комплексу, як сагайдак і кулан.

Таким чином, інтродукція тварин сприяла формуванню нових осередків мешкання певних ссавців, збільшила їх різноманітність, створила передумови

для формування нових міжвидових відношень, що виявилися для аборигенних видів як позитивними, так і негативними, а також підвищила господарську цінність певних територій.

Загалом можна констатувати, що основні зміни макротеріофауни в південній Україні сталися в повоєнні часи. Цьому сприяли декілька причин, серед яких можна виділити: а) встановлення суворого режиму охорони тварин, створення мережі спеціальних заказників та інтенсивні роботи по реакліматизації; б) інтродукція нових видів з метою їх акліматизації і натуралізації; в) значні прискорені сукцесійні зміни степових ценозів під впливом сільськогосподарського виробництва та лісівництва.

3.4. Сучасні тенденції розвитку макротеріофауни. Домінування антропогенного ландшафту наприкінці ХХ ст., яке стало наслідком розорювання степу, урегулювання річкового стоку, індустріалізації, створення зрошувальних систем, інтенсивної урбанізації та завдяки іншим явищам, пов'язаних з розвитком виробничих сил, суттєво вплинуло на біологічне різноманіття і умови існування більшості тварин і рослин. Природно, що це призвело до певних змін фауни великих ссавців, структурної перебудови та спрощення біогеоценозів. Давно вже зникли такі релікти минулих фаун, як північний олень, леопард, лев, деякі крупні копитні (тур, зубр, тарпан, сагайдак) та хижі (бурий ведмідь) тощо. Серед сучасних видів, вірогідно, зникла із річок степової України хохуля (хоча надія на її існування в басейні Сіверського Дінця ще залишається). Посилилася тенденція до скорочення чисельності і зникнення цілих угруповань всіх видів ховрахів, які є важливими трофічними компонентами для багатьох кунячих хижих ссавців; популяції більшості з них давно перебувають у депресивному стані на території всієї України. Однак, наприкінці ХХ ст. ми стали свідками не лише різкого скорочення чисельності угруповань і ареалів певних видів, а й їх відновлення. Нечувана експансія деяких рідкісних або взагалі відсутніх у фауні України тварин перевершила

самі сміливі прогнози. Якщо у VI ст. макротеріофауна південної України складалась з 31, у VII-XII ст. – з 29, на початку XX ст. – з 20 видів, то наприкінці XX ст. вона збагатилася до 32 видів. На даний час їх можна розподілити на наступні групи:

- ссавці, популяції яких вдалося відновити у межах історичних ареалів внаслідок охорони осередків їхнього існування та спеціальних реакліматизаційних заходів (бабак, бобер, лось, олень, козуля, кабан, видра);
- убіквісти, які мешкають у степовій зоні давно і, незважаючи на трансформацію біотопів і регулярне вилучення, їх популяції періодично зазнають скорочення і зростання чисельності (вовк, лисиця, заєць-русак, лісовий тхір, ласка);
- нові види, інтродуковані цілеспрямовано для освоєння вже існуючих біотопів з метою їх подальшої акліматизації (білка, ондатра, дикий кріль, єнотоподібний собака, європейська лань, європейський муфлон, плямистий олень) або випадково (американська норка);
- ссавці, що самостійно освоїли існуючі і нові біотопи, якими, насамперед, являються чисельні штучні ліси та лісосмуги (борсук, лісова куниця), водно-болотні угіддя (шакал) та населені пункти (кам'яна куниця);
- стенотопні види (корсак, перев'язка, степовий тхір, горностаї, європейська норка та лісовий кіт), реліктовий характер ареалів яких зараз викликає найбільше занепокоєння.

Повернення в степову зону корсака [63, 233], яке відбулося недавно, вселяє лише надію на відновлення його окремих осередків, т. я. сучасні знання з екології виду не дозволяють навіть робити припущення про можливість адаптації до його існування в антропогенному ландшафті. В типових місцях мешкання корсака спостерігається значне скорочення чисельності, причиною чого, насамперед, фахівці вважають землеробське освоєння цілинних земель і, в останню чергу, винищувальне полювання [316, 350, 448].

В цілому, кінець ХХ-го століття у Південній Україні ознаменувався деякими визначними фауністичними подіями, серед яких можна виділити:

а) утворення мігруючими тваринами угруповання лося, яке в 1970 році у межах степової зони досягло максимальної чисельності понад в 2700 особин;

б) заселення Південної Європи шакалом та розширення кавказької частини його ареалу, що призвело до формування осередку цього виду в дельті р. Дністра, появу в Донецькій області та на островах у Керченській протоці [124];

в) створення локальних осередків існування благородного і плямистого оленів, європейської лані і європейського муфлона;

г) освоєння лісовою куницею степових районів і її поява в Одеській області на відстані 50 км від Чорного моря [270] на обох берегах Дніпра в Запорізькій області [106] та в пониззі Дніпра у Херсонській області [357];

д) зростання чисельності видри та борсука, а також заселення цими видами багатьох степових районів країни [123, 357];

є) майже повне освоєння інтродукованою ондатрою всіх придатних для існування виду біотопів водно-болотного комплексу;

ж) відновлення угруповань річкового бобра у басейнах рр. Дніпра і Південного Бугу [41, 42, 321], наслідком чого є поява мігрантів цього недавно рідкісного виду навіть в Дніпро-Бузькому лимані та в Чорному морі.

Таким чином, на основі аналізу стану макротеріофауни Південної України упродовж тривалого часу, можна сформулювати концепцію її нестабільності:

1. незважаючи на суттєві структурні зміни степової біоти і руйнацію основних біотопів, фауна великих ссавців здатна до динамічного реагування;

2. воно полягає не лише у скороченні видового різноманіття тварин, а й у його зростанні;

3. хоча сучасне збагачення макротеріофауни відбулося за переважного впливу антропогенного фактору, деякі види з'явилися на півдні завдяки впливу природних причин;

4. степова зона відзначається значними коливаннями абіотичних чинників, які в окремі роки набувають катастрофічного характеру, обумовлюють високу смертність ссавців і здатні сприяти скороченню їх видового різноманіття;

5. великий вплив на фауну великих ссавців Південної України створюють інтразональні водно-болотні ландшафти, розташовані у заплавах великих річок, які є сучасними рефугіями і міграційними коридорами для багатьох видів;

6. степова зона являється перехідною між лісовими і пустельними зонами, які характеризуються більш стабільним видовим різноманіттям, а за пульсацією макротеріофауни вона подібна до тундри.

У подальшому можна прогнозувати зникнення з фауни степової зони України лося, швидкість зниження чисельності якого через переслідування людиною, нагадує ситуацію наприкінці XIX ст. [118]. Знищення степу, інтенсивні сукцесійні зміни в асоціаціях вторинної рослинності через скорочення поголів'я великої рогатої худоби та овець, сприяли скороченню чисельності малого ховраха у Лівобережній Україні. Наслідком цього може бути вимирання перев'язки, ареал якої зараз представляє нечисельні осередки у степовій зоні [100, 122, 232]. Особливе занепокоєння викликає стан угруповань лісового kota, які збереглися в Придунав'ї [110, 444] і в придельтовій частині р. Дністра [355]. Можна сподіватись на подальше зростання чисельності та розширення ареалів шакала та лісової куниці.

Взагалі, макротеріофауна регіону не повинна зазнати суттєвих змін у першій половині 2 тисячоліття. Про це свідчить досвід країн, де інтенсивно розвиваються капіталістичні відносини. Найбільша загроза нависла над видами, які були об'єктами полювання, а зараз відносяться до категорії рідкісних та зникаючих. Якраз ці ссавці потребують найбільшої уваги і спеціальних фінансових витрат на заходи по формуванню громадської думки щодо їх важливості у функціонуванні природних комплексів, на відновлення типових біотопів та створення розплідників для вирощування тварин у неволі з наступною інтродукцією в природу.

РОЗДІЛ 4

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПІВДЕННИХ МЕЖ СУЧАСНИХ АРЕАЛІВ

Багато великих ссавців є об'єктами полювання і тому стан їхніх ресурсів дуже залежить від антропогенного фактору. Вплив останнього не йде ні в яке порівняння з природними процесами, а для певних видів в окремі періоди розвитку людства часто визначав їх популяційну і навіть еволюційну долю. Наприкінці XIX ст. у більшості районів України копитні і деякі хутрові звірі були винищені майже повністю. Переслідування їх стало настільки інтенсивним, що освічені прошарки населення, усвідомивши небезпеку зникнення тварин, виступили зі спеціальними ініціативами щодо обмеження полювання на козуль, кабанів, оленів, бобрів тощо [7, 240]. Варто також згадати про такі заходи, як створення “Товариств правильного полювання і рибної ловлі” (1910 р.), запровадження мисливських квитків, п'ятирічну заборону Міністра земельних справ України (1918 р.) на відстріл лосів, оленів, козуль, кабанів та інших тварин [68]. Проте це лише уповільнило швидкість знищення певних угруповань ссавців. Перша світова війна, революційні події і громадянська війна змінили державний устрій, умови життя усього населення та зруйнували економіку країни. Це призвело до надмірного використання певних природних ресурсів, яке відбувалося без належного контролю з боку держави та громадськості. У ті роки особливо постраждало поголів'я копитних ссавців і їх основні біотопи – ліси. Якщо в малоосвоєному Поліссі популяції бобра, лося, кабана, козулі були доведені до депресивного стану [423], то в степовій зоні України вони були знищені взагалі. За численними свідченнями [68, 290, 444], в 1914-1920 рр. на півдні козуля та благородний олень збереглися лише в горах Криму, де, незважаючи на охорону, вони зазнавали постійного переслідування [289]. В рівнинному степу полювання на зайців, лисиць та інших тварин не припинялося упродовж всього року. Лише після 1920 р., коли в Україні виникли перші

мисливські союзи, було розпочато боротьбу з браконьєрством та встановлено кримінальну відповідальність за нього [335].

Наступне відновлення багатьох популяцій копитних, а також процвітання інших видів (бобер, білка, ондатра, єнотоподібний собака, борсук тощо) в Україні, яке спостерігалось наприкінці ХХ ст., показало недостатність наших знань у питаннях теорії ареалу, динаміки популяцій, норми реакції тварин на зміну умов їх існування та охорону.

4.1. Пульсація ареалів і її причини. Прагнення розширити область існування властиве кожному виду тварин, а здатність і схильність до розселення являється одним із засобів підтримання цілісності виду [20, 504]. Але спеціальних спостережень і узагальнень про мігруючих ссавців небагато і тому існують певні труднощі у проведенні ретроспективного аналізу таких явищ.

На початку ХХ ст. по відношенню до ареалів і їхніх меж існував хорологічний підхід, який проявлявся у статичному погляді на поширення видів і фаун – при нанесенні місць реєстрації певних видів в один і той же ареал включали пункти знахідок, віддалені у часі на 100 і більше років [32]. Між тим, межі ареалів багатьох ссавців достатньо лабільні і їхня відносна стійкість лише видається, що пояснюється короткочасністю наших досліджень. Детальний аналіз поступальних рухів видів, які нещодавно розширили область свого існування (лось, кабан, козуля, заєць-русак) показує, що на їх розселення великий вплив створюють різнобічні екологічні фактори. Але у значній мірі цьому процесу сприяє зміна ландшафтів унаслідок господарської діяльності людини, тобто збільшення площ існуючих і виникнення (або створення) нових місцеперебувань з відповідними характеристиками. Проте пояснити всю складність динаміки меж і обрисів ареалів тільки цим недостатньо, оскільки хвилі розселення можуть виникати і згасати без усяких змін ландшафту. Але, все ж таки, без наявності відповідних біотопів формування нових осередків

існування виду або відновлення старих неможливе.

Оскільки існує певна невизначеність щодо термінів «пульсація ареалу» і «розширення ареалу», за останнє ми визнаємо перебування тварин упродовж декількох поколінь за його історичними межами. Пульсація – це тимчасова, добре помітна зміна меж ареалу, яка коливається упродовж певного часу. Останній може охоплювати різну кількість років новітньої історії у залежності від біології виду та динаміки умов його існування.

На основі матеріалів, що відносяться до початку ХХ ст., була зроблена спроба пояснення формування ареалів і північних меж поширення багатьох копитних висотою снігового покриву [429]. Вважалося, що поширення кабана лімітує середньо-максимальна висота снігу 30-40 см, благородного оленя і козулі – 50 см, лося – 70-90 см; з цих міркувань також пояснювалися обриси ареалів і інших видів. Проте у подальшому відбулися події, які спростували наведені розрахунки. Безсумнівно, суворі зими з високим рівнем снігових опадів обмежували поширення, періодично скорочували чисельність крупних ссавців, але не були основними причинами цього – вони лише сприяли ефективності їх винищення бракон'єрами та хижаками [300]. Надалі, незважаючи на значну висоту снігового покриву, за створення значних площ агроценозів, що покращило кормову базу, козуля та кабан самостійно заселили північ лісової зони [86, 418, 419, 420].

На тлі дуже поширеної думки про визначний вплив антропогенного чинника на динаміку ареалів, наприкінці минулого сторіччя виникнули й інші судження з цього приводу. Видатні географи О.І. Воєйков [89] та В.В. Докучаєв [177], висловлюючи свої погляди про вплив людини на природу степів і надаючи їй діяльності першорядне значення, одночасно підкреслювали істотні зміни природного середовища в результаті посилення посушливості клімату. Його коливання були також визнані найбільш вагомою причиною зміни ареалів і просторового перерозподілу ссавців і птахів у Північній Європі. Особливе

значення надавалося потеплінню, яке почалося у 80-х роках XIX ст. і досягло апогею в 30-х роках XX ст. Воно супроводжувалося повсюдним таненням льодовиків, зростанням середньорічних температур та скороченням тривалості морозяного періоду [272]. Наслідком цього були визначні поступальні просування тварин у нові області протягом перших десятиліть після 1880 і 1930 рр. Найважливішим для їх вдалого розселення вважається не лише сам факт потепління, яке і зараз має місце на всій Північній півкулі [27], а й те, що найбільш яскраво воно проявилось взимку. Це дало можливість піонерам міграції закріпитися на досягнутих межах, особливо у високих широтах. У країнах Балтії та Скандинавії воно сприяло помітному просуванню на північ деяких видів ссавців, птахів і тому привернуло увагу зоологів [549]. Завдяки потеплінню вдалося значно збільшити площі сільськогосподарських угідь, що покращило умови зимівлі багатьох тварин. Відомо, що у зазначений термін в Карелії північна межа ареалу крота досягла $65^{\circ}10'$, лісового тхора – $64^{\circ}10'$, зайця-русака – $62^{\circ}35'$ пн. ш. [284]. Після 1830 р. став розширюватись ареал козулі у Скандинавії: у 70-х роках XX ст. осередки цього виду у Швеції зустрічалися на $65^{\circ}40'$ пн. ш., а окремі особини і навіть групи проникали до Полярного кола – $66^{\circ}33'$ [568]. Існує думка що, пульсація меж ареалів тварин у більшій мірі залежить від сучасних чинників і має мало загального з історичними причинами, у тому числі і з наслідками льодовикового періоду [257]. Останній значний наступ льодовиків у Європі, Північній та Південній Америці відноситься до середини XIX ст., коли спостерігалось вимерзання маслинових дерев на півдні Франції та Італії, збільшення кількості суворих зим і дощових літніх сезонів у Європейській частині СРСР, суттєве підвищення рівня Каспійського моря, тощо. Загальними причинами динаміки меж ареалів вважають: а) динаміку природних ландшафтів упродовж геологічного та історичного часу; б) періодичні коливання клімату і зміну чисельності самих тварин; в) вплив діяльності людини [430, 431].

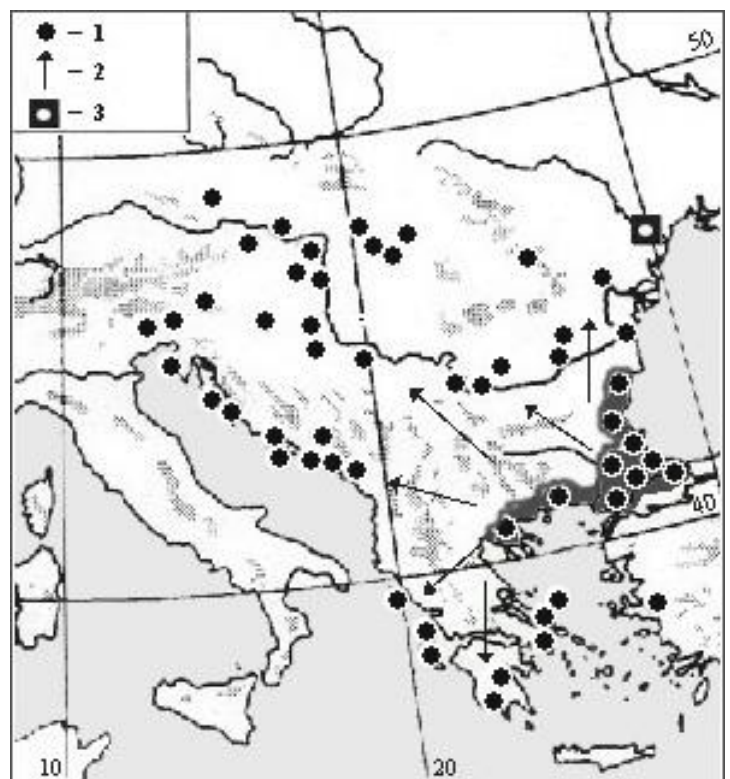
Саме протягом першої половини ХХ ст. у деяких видів спостерігалася явна пульсація окремих ділянок ареалів, що висунулися “язиками” по екологічних руслах далеко вперед або відсунулися назад (такими можна вважати південні межі ареалів видри, лісової куниці й ін.) [29, 30]. Іноді вони виявляли надзвичайну стійкість, що призвело до розширення ареалу (лось, кабан), а поступальний рух деяких ссавців відбувався широким фронтом. При цьому одна частина їх зупинялася на певних рубежах і тимчасово поверталась назад, інша ж виявляла тенденцію до подальшої експансії. Зокрема, у 30-ті роки ХХ ст. спостерігалася значне просування кабана на північ, який у стислий термін заселив територію Балтії, але вимер упродовж трьох суворих зим [519]. Дуже значний характер мають зміни чисельності і поширення лося, які спостерігалися майже одночасно на різних континентах [427]. Хоча точні причини цього явища невідомі, заслуговують на увагу вплив глобальних змін клімату, антропогенних і біотичних чинників. Менше зрозумілим було зростання популяцій кабана, що також відзначалося масштабністю і охоплювало навіть зону пустель з інтразональним річковим і озерним ландшафтом [380].

Зазначену глобальність змін ареалів у різних видів ссавців, з одного боку, можна пояснити скороченням загального рівня смертності в оптимальних та інших ділянках ареалу внаслідок менш суворіших зимових умов. З другого боку, останнє стало причиною зростання чисельності, виселення частини особин, спроможності кращого виживання емігрантів та їх нащадків в нових місцях. Цьому сприяли більша доступність їжі в екстремальні періоди року, збільшення її концентрації та краща якість в найбільш відповідальні періоди інтенсивного росту і розвитку тварин. Нарешті, дуже важливим слід вважати зменшення залежності від природного добору фізіологічно недостатньо пристосованих до коливань кліматичних факторів особин. Але, незважаючи на загальний позитивний вплив абіотичних факторів у зазначений термін, деякі ссавці були повністю винищені на великих територіях.

Наприкінці 60-х та на початку 70-х років XX ст. почалося синхронне розширення ареалу шакала з балканського і кавказького осередків. У західному Кавказі цей вид за 7 років просунувся на південний схід більш ніж на 150 км [31, 88]; від чорноморського узбережжя Кавказу він розселявся з заходу на схід через Краснодарський край у напрямку Каспію [254]. Згодом шакал з'явився в Кубанських плавнях, а окремі особини його проникли у 2001/02 рр. в Донецьку область та з'явилися біля берегів Криму [124]. І хоча більшість дослідників вважає першопричинами експансії виду зростання рівня урбанізації, наслідком якої стало збільшення харчових покидьок та розвиток тваринництва, а також скорочення чисельності вовка, повірити в них важко. Враховуючи, що ми являємося свідками небувалого проникнення шакала на територію багатьох європейських держав і, зокрема, України [354], паралельно із суттєвим зростанням чисельності вовка, слід також пошукати і інші пояснення цьому явищу (рис. 4.1).

Рис. 4.1. Сучасне поширення звичайного шакала в Європі:

- 1 - відомі місця зустрічі тварин;
- 2 – напрямки розселення;
- 3 – новий район появи виду в Україні.



Палеозоологічні залишки звичайного шакала *ніколи* не виявляли в більшості країн Європи і тому його вважають класичним іммігрантом [511]. Тривалий час європейська частина ареалу шакала охоплювала Північну Грецію,

Далмацію, Страджанське узбережжя Чорного моря в Болгарії та східну Тракію в Туреччині з північною межею поширення по 45° пн. ш. З 1962 р. його було включено до списку рідкісних тварин болгарської фауни, а в 70-і роки шакал розповсюдився по всій території Болгарії [615]. У 1987 р. він проникнув у Італію [559], Австрію [538], Угорщину, Македонію, Словенію та інші країни [511]. З Болгарії звірі стали тимчасово заходити на територію Румунії – у 50-х роках поява шакала навіть була зареєстрована біля м. Сороки у Молдові [255]. Зараз цей вид заселив Добруджу, Трансільванію, заплаву р. Дунаю і з'явився в інших місцях країни [636]. У 1998 рр. перша зустріч шакала була зафіксована у дельті р. Дністра в Україні. На даний час шакал зустрічається в 14 європейських країнах, у тому числі, – в Австрії, Албанії, Болгарії, Угорщині, Греції, Італії, Румунії, Словенії, Молдові, Україні, Хорватії, Чехії, Сербії і Словаччині, а процес розселення ще триває [354].

Механізми зазначеної інвазії шакала і подібних їй явищ залишаються недостатньо вивченими. Існуючі гіпотези базуються на індивідуальних видових реакціях; вони припускають постійність відповіді тварин на динамічні характеристики середовища, які призводять до тимчасових змін у структурі рослинних та фауністичних угруповань [20, 32, 36]. Взагалі типовими при цьому є дифузія виду на нову територію і зростання чисельності популяції. Останнє, в свою чергу, складається із двох процесів, які уповільнюються з часом: а) збільшення площі зайнятої місцевості; б) збільшення кількості тварин у нових осередках мешкання [536]. Але це зовсім не пояснює причину експансії донедавна вузькоареального та рідкісного виду. Дуже принадно висловити припущення, що вона пов'язана з природною циклічністю популяцій шакала. Але, більш глибокий аналіз наводить на думку про типовість цього явища і закономірності, які можна вважати загальними для більшості макромамалій. Механізм їх реалізації мало відрізняється від проникнення інших видів у новостворені або старі, але колись спустошені області існування. Більшість

зазначених авторів свідчить про значне збільшення чисельності та щільності населення шакала в Албанії, в Східній Сербії та в Болгарії як наслідок охорони його угруповань. На Кавказі це відбувалося завдяки байдужому ставленню до нього населення, яке перестало чинити на угруповання хижака певний тиск. Подібне спостерігалось і в деяких районах Середньої Азії, де з 1968 року відмічено розселення шакала в Туркменії від передгір'я Копет-Дагу у напрямку Ашгабату [311]. Дуже важливою передумовою експансії виду було одночасне покращання захисних умов на великій території південних районів Європи і Азії, внаслідок створення штучних лісових насаджень, іригаційних систем з новоутвореними озерами та заростями гідрофітів, а також зростання площі покинутих ланів. Таким чином можна констатувати, що розширення ареалу шакала у Південній Європі, як і багатьох інших диких тварин в других регіонах, є наслідком взаємодії декількох факторів, серед яких можна визначити:

1. охорону уцілілих угруповань виду через заборону полювання та створення охоронних зон (національні парки, заповідники, заказники тощо);
2. формування громадської думки про необхідність збереження екзотичного виду і залучення міжнародних фондів до спеціальних акцій (включення до Європейського Червоного списку, рекламування через засоби інформації і т. п.);
3. цілеспрямоване створення належних умов для існування багатьох диких тварин у вигляді штучних лісів на великих площах, а також позитивний побічний вплив меліоративних систем, полезахисних смуг, протиерозійних насаджень, ставків для розведення риби;
4. психологічну інерцію, протиборство громадськості по своєчасному локальному використанню ресурсів вже не рідкісного ссавця, а хижака, здатного завдавати значних збитків мисливському господарству, тваринництву, птахівництву та важливого поширювача епізоотій.

У цілому, з огляду на недостатність археозоологічних матеріалів і сучасні тенденції розвитку теріологічної фауни [106], при вивченні ареалів варто

надавати більше значення комплексній взаємодії сучасного вигляду ландшафтів, історичних причин, динаміці антропогенного і кліматичного факторів.

Загальним для більшості макромамалій можна вважати те, що пульсація меж їх поширення безпосередньо пов'язана з впливом антропогенного чинника. За часів розвитку людської цивілізації всі відомі скорочення ареалів для крупних, добре помітних ссавців, припадають на періоди не природних, а соціальних катаклізмів, упродовж яких спостерігалось постійне переслідування і вилучення тварин у будь-який спосіб, руйнація основних біотопів аж до повного їх знищення.

Якщо проаналізувати попередні матеріали і спробувати дати характеристику крупним ссавцям, які зараз процвітають та розширюють свій ареал, то ми побачимо що першочерговий успіх мають не лише плодючі фітофаги (ондатра, білка), які заселили відповідні біотопи з достатньою кількістю харчових і інших ресурсів, а й деякі спеціалізовані види хижих (американська норка, видра, лісова куниця, борсук). Лімітуючим фактором для багатьох з них у XX ст. було інтенсивне полювання, яке, окрім економічної доцільності, потребує високої кваліфікації та досвіду. На щастя, якраз останнього бракує мисливцям в нових областях існування. Взагалі поява нових малопомітних ссавців для більшості людей тривалий час залишається невідомою, що дає можливість тваринам освоїти придатні угіддя і збільшити чисельність. Внаслідок цього відбувається їх накопичення в оптимальних біотопах, що призводить до подальшого розширення або відновлення ареалу. Цьому також сприяє створення високої щільності тварин завдяки спрямованій охороні або байдужості людей через зниження попиту на певну продукцію. Зараз ми маємо багато прикладів зростання чисельності і розселення хутрових звірів, яким у недалекому минулому загрожувало цілковите знищення. Зокрема, видра, яка в першій половині XX ст. була взагалі винищена у багатьох водоймах України [2, 28, 68, 387], зараз розширила свій ареал [123, 357] і стала чисельною твариною у

степовій зоні (рис. 4.2.). Натомість, копитні, які представляють собою важливі

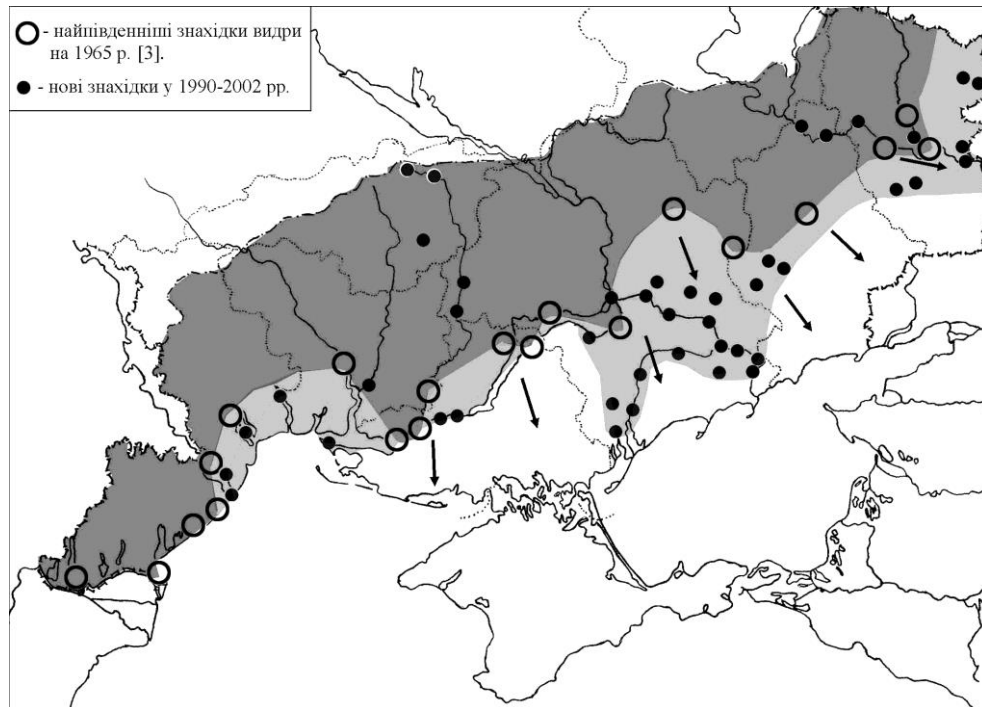


Рис. 4.2. Сучасне поширення видри у степовій зоні України та пульсація південної межі ареалу на початку XXI ст.

об'єкти харчування людини, зазнають постійного переслідування і знищення.

4.2 Основні етапи формування меж і мережива ареалів. Незважаючи на господарську важливість великих савців, їхня чисельність і поширення в Україні упродовж XIX ст. і першої половини XX-го слабо вивчені і достовірно не документовані. Достатньо сказати, що регулярні обліки чисельності більшості видів у нашій країні були розпочаті лише в 1961 році! Нечисленні винятки мали виключно локальний характер, і проводилися лише в державних заповідниках і у деяких мисливських господарствах. На великих же територіях систематичного обліку не було впроваджено навіть по відношенню до рідкісних видів. Через незначну кількість регіональних досліджень і за умов публікації їхніх результа-

тів у місцевих, недоступних багатьом фахівцям джерелах інформації, при написанні узагальнюючих монографій [138, 142, 165, 166, 290] були допущені неточності і навіть помилки. Тому відновити реальну картину як відносно всієї країни, так і у межах відповідних регіонів дуже непросто. Проаналізувавши літературні джерела, архівні матеріали, відомчі дані і результати власних досліджень, ми спробували відтворити динаміку південної межі ареалів деяких крупних ссавців.

4.2.1. Європейська козуля. Зазначений вид сформувався в листяних лісах Європи ще в середньому плейстоцені, але сучасних обрисів ареал козулі набув лише в голоцені. В Криму тривалий час її не було; ймовіріше за все вона з'явилася тут у мезоліті як іммігрант кавказької теріофауни [244]. Якщо геологічна історія території, що була населена козулею, не зазнала суттєвих революцій, то сама доля виду на різних етапах розвитку взаємовідносин людини і природи складалася по-різному. Але завжди козуля, як і інші крупні ссавці, була дуже вразливим об'єктом полювання, що в цивілізовані часи за умов соціальних негараздів та послаблення державної влади, являлось основною причиною її знищення на великих площах.

В період інтенсивного розвитку капіталістичних відносин в Україні, саме популяції козулі зазнали найсуттєвішого негативного впливу з боку людини. Повсюдно в Україні та Росії полювання на копитних проводилося упродовж всього року. Навіть за дуже сприятливих умов існування виду у лісостеповій зоні, козуля була знищена у більшості лісових масивів. Зокрема, у 1891 р. управитель колишнього маєтку Шубіна в Самарському лісі за одну зиму здобув 28 козуль [28]. На Лубенщині, незважаючи на значну площу лісів (45,4 тис. га), останню тварину було забито в 1907 р. [402]. На жаль, таких випадків було безліч. Зважаючи на катастрофічне зниження чисельності козуль, земськими зборами Харківської губернії ще у 1895 р. було прийнято указ про заборону

полювання на зазначений вид. Але ця міра, що тривала 10 років, призвела до дуже незначного зростання чисельності місцевого угруповання козулі. Причиною невдачі вважався інбридинг і тому, для зменшення його впливу, передбачалося завести тварин із Кавказу і Сибіру [97]. Але, все ж таки, завдяки своєчасно вжитим заходам, локально вдалося зберегти козулю від винищення. Однією з поширених охоронних форм у ті роки були мисливські заказники, де полювання було повністю заборонене, застосовувалася зимова підгодівля та здійснювалася охорона озброєними єгерями [349]. Внаслідок цього на 1917 р. чисельність угруповання козулі на Харківщині досягла 500-600 особин [240]. Але жителі міст і сіл, багато яких повернулося з фронтів I-ї світової війни зі зброєю, дуже скоротили її ресурси, а деякі осередки знищили взагалі [180].

Особливо критичне положення з угрупованнями козулі склалося на території степової України, яка після революції 1917 р. стала ареною громадянської війни, що спричинило спустошення багатьох природних ресурсів. Під час найбільшої депресії (20-30-і рр.), південна межа ареалу козулі проходила приблизно по лінії Дубосари, Ананьїв, Умань, Корсунь-Шевченківський, Переяслав-Хмельницький, Конотоп, Ізюм, Валуйки [138]. Але у межах існуючого ареалу козулі були розподілені дуже спорадично і в багатьох лісах були винищені повністю. У 1921/22 рр. невеликі табунки козуль відмічали поблизу Павлограда [28], у Балтській та Пешотравневій окрузі Одеської губернії, Куп'янській, Вовчанській та Змієвських округах Харківської губернії, а також у Ново-Московській Дніпропетровської [5]. На Подолі в угіддях граф. Браницької існував розплідник козуль, який вдалося зберегти у післяреволюційні часи [317]. Але таких випадків було обмаль – скрізь винищення копитних проводилося дуже інтенсивно, причому визначна роль у ньому належала лісовій охороні [64]. У 1927/28 рр. на Харківщині козуля зустрічалася у Гомільшанській лісовій дачі, де нараховувалось 30-40 особин [286]. Вона була нечисленною і в інших місцях лісостепу: біля Браїлова (Вінницькій окрузі

Жмеринський р-н) у Людівському лісництві на площі 1600 га мешкало 25-40 козуль, у Літинському – ще менше [285].

Південніше зазначеної вище межі збереглися лише острівні осередки козулі у Чорному (Кіровоградщина), Самарському лісах (Дніпропетровщина) і в гірському Криму [68]. Але чисельність тварин тут була незначною – у 1927 р. в Самарському лісі мешкало близько 25 особин, а в Чорному лісі їх було дещо більше [28].

В Криму найбільше козуля постраждала під час революції, громадянської війни і голоду 1921 року. Після організації заповідника (1923 р.) на його території мешкало біля 100 особин, а у всіх лісах – не більше 500. Завдяки охороні, чисельність угруповання швидко відновилося і вже взимку 1926/27 рр. у заповіднику налічувалося близько 1 тис. козуль [458]. У 30-ті роки ХХ ст. спостерігалось зростання чисельності виду та часткове відновлення ареалу і в інших місцях України. В 1925/27 рр. козуля стала звичайною твариною на території Савранського лісу у Одеської області; в окремих табунках одночасно налічували до 20 голів [332]. При обслідуванні Серебрянського лісового масиву (22-29 тис. га) в р-ні Кременної на Луганщині було встановлено перебування 50-60 особин козулі [77]. Після винищення вовків, зазначений вид з'явився у Тульчинській окрузі на Вінниччині, де в 1928 р. спостерігали групи із 30 особин [288]. У 1926 р. табунки до 7 козуль в кожному вперше після революції з'явилися у Переяславському р-ні Київської області [137].

З метою прискорення відновлення чисельності, у 1926 р. у Парасоцькому лісі біля Диканьки був штучно створений осередок існування козулі, куди було завезено декілька тварин із Правобережжя для вольєрного розведення з послідуною інтродукцією [7]. Зважаючи на високу чисельність козулі у мисливському розпліднику «Голоче» (сучасний Голованівський р-н Кіровоградської обл.), у січні 1929 р. тут було відловлено 42 особини для переселення до Печеніг на Харківщині. Але більшість тварин, не витримавши тривалого

транспортування залізницею (7 діб) за сильних морозів (-20°C), загинуло і лише 17 козуль вдалося доставити до місця призначення живими [408].

У 1930 р. самими південними місцями існування козулі були ліси Балтського та Котовського районів на Одещині, Біраульського і Крутянського у Молдові, Первомайської, Уманської і Шевченківської округи, а також Ізюмської, Богодухівської, Краснокутської і Чугуївської – на Харківщині. За межами основного ареалу тварини мешкали у Самарському, Чорному лісах та в гірському Криму. За даними наших респондентів, у 1927-1941 рр. козулі заселили лісові урочища в Братському, Врадівському, Баштанському р-нах Миколаївської області, Криворізькому, Широківському, Софієвському та Дніпродзержинському р-нах Дніпропетровської. У 1939 р. появу 3 козуль було зареєстровано у Новогірському лісі у В. Олександрівському р-ні Херсонської області.

Таким чином, перед Великою Вітчизняною війною на Правобережжі України південна межа поширення козулі приблизно співпадала з межею лісостепової зони, а по заплавах рр. Дністра, Південного Буга, Інгула та Інгульця проникала в степову зону (рис. 4.3). На південному заході у передвоєнні роки козуля не зустрічалася в причорноморських степах [159], але була рідкісною твариною в північних лісостепових районах Одеської і Миколаївської областей.

На Лівобережжі чисельність козулі зростала дуже повільно, головними причинами чого були: відсутність значних за площею і кількістю тварин осередків існування виду та негативний вплив браконьєрства. Останнє стало наслідком появи у краї великої кількості переселенців, що змінили місця проживання після акцій «розкуркулювання», голодоморів 1921/22 та 1933 рр. і приїхали в індустріальний Донбасі та у Харків у пошуках кращої долі. У порівняно короткий термін козуля була винищена в Ізюмському, Куп'янському, Зачепилівському, Лозівському та в інших р-нах Слобожанщини. І, все ж таки, тварини поступово проникали далі на південний схід, а в 1930 р. перші козулі

з'явилися у лісах Слав'янського р-ну у Донецькій області.

В роки Великої Вітчизняної війни вся територія України опинилась у центрі інтенсивних бойових дій, які нанесли суттєвих втрат не лише населенню, але й поголів'ю усіх копитних ссавців. Тому у перші післявоєнні роки південна межа козулі знову змінила свої обриси. Після звільнення Лівобережжя від німецької окупації у 1943 р. чисельність тварин стала швидко зростати і до 1947 р. видом було заселено більшість лісів Луганської, Полтавської і Харківської областей. Дуже повільно цей процес відбувався в індустріальних районах Дніпропетровщини та Донеччини. На 1947 р. південна межа ареалу козулі пролягала від м. Валуйок по рр. Деркул і Північний Донець на Ізюм, Новомосковськ, Дніпродзержинськ, Баштанку, Вознесенськ, Миколаївку, Фрунзівку і далі в Молдову (рис. 4.3). У 1948/50 рр. вона проникла по заплаві Інгульця в Базавлуцькі та Кінські плавні на р. Дніпрі, а в 1952 р. з'явилася у Велико-Анадольському лісі на Лівобережжі. В 1956 р. вперше зазначений вид було зареєстровано в Бельманській лісовій дачі у Куйбишевському р-ні Запорізької області. Але, в цілому, природне відновлення ареалу скрізь відбувалось дуже повільно і стало помітним лише в середині 50-х років ХХ ст.

Суттєвий позитивний вплив на відновлення ареалу в степовій Україні створювали мігранти із Молдови, де незважаючи на низьку чисельність, упродовж тривалого часу існували окремі угруповання виду на всій території республіки [11]. Після заборони полювання на копитних у 1945 р., чисельність і козулі стала різко зростати, що призвело до проникнення молдовських мігрантів на територію південно-західної України. Внаслідок цього, у 1950/53 рр. утворилися нові осередки існування виду в лісах Тарутинського, Іванівського, Миколаївського та деяких інших районів Одещини.

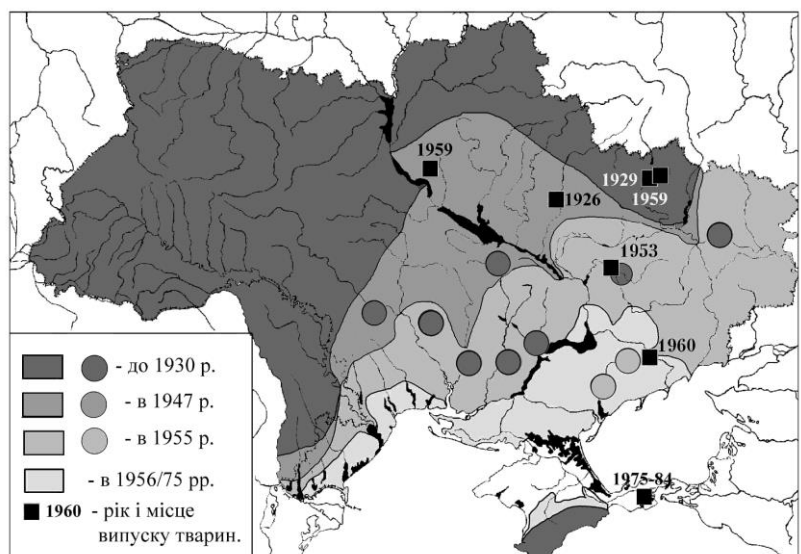
Виключно важливе значення у післявоєнному відновленні ареалу козулі на території лісостепоного Лівобережжя належить реакліматизаційним заходам. Інтродукція 20 особин із Кавказу в Павлоградське мисливське господарство

УТМР у 1953 р., 52 із державних мисливських господарств “Голоче” (Кіровоградська обл.) і “Печенеги” (Харківська обл.) в Білозерське мисливське господарство УТМР (Київська обл.) у 1959 р., 17 із “Голочого” в “Печенеги” в 1959 р. сприяла збагаченню генофонду угруповань виду [319]. Це значно прискорило формування мережива ареалу та розселення козулі.

Затоплення водами Каховського водосховища (1953/55 р.) великої площі, якому передувало вирубування заплавних лісів, стало важливим чинником для виселення козуль у прилеглі райони Дніпропетровської, Запорізької і Херсонської областей. Інтенсивна міграція тварин спостерігалась навіть у 1955/58 рр. і внаслідок цього козулі з'явилися у деяких лісах Приазов'я.

Таким чином, до 1955 року основні лісові біотопи козулі на півдні були освоєні видом і південна межа ареалу повністю розташувалася у степовій зоні. Умовно її можна провести північніше Рені, Тарутиного, Біляївки, через Миколаївку Одеської області на Вознесенськ, Херсон, по правому березі Дніпра до Нікополя і далі на Славгород, Донецьк через Велико-Анадольський ліс до узбережжя Азовського моря у напрямку Кривої коси (рис. 4.3).

Рис. 4.3. Динаміка сучасного ареалу козулі в Україні.



Забора на полювання, охорона існуючих осередків існування козуль, суворі кримінальна відповідальність за браконьєрство сприяли подальшому зростанню

їх чисельності і розселенню. Наслідком цього стала часта поява тварин в угіддях Ренійського (1956 р.), Арцизького (1957 р.), Болградського (1958 р.), Біляївського (1960 р.), та інших районів Одещини. В деякі роки спостерігалось проникнення козуль з Румунії на дунайські острови Татару, Великий і Малий Далери та Кислицький. Але остаточно південно-західний осередок існування виду в країні сформувався лише в 1962/68 р., коли козуля стала регулярно зустрічатися майже у всіх відповідних біотопах. За даними респондентів, нечисленні козулі ще в 1958/59 р. мешкали в Комісарівському і Грушеватському лісах, але чисельність їх була невисокою.

Велике значення для формування південних угруповань виду на Лівобережжі, і, насамперед, у Приазов'ї, мала інтродукція 12 тварин із Харківської області в Бельманську лісову дачу (Запорізька обл.) у 1960 р., де з 1956 р. існував слабкий осередок козулі. Це значно прискорило освоєння видом рівнинних степових районів, але за браком лісових насаджень цей процес все ж таки мав нижчі темпи, ніж в інших місцях ареалу. Ще в 1969 р. перша поява козуль була зареєстрована на території заповіднику "Асканія-Нова" [336], а у 1972/75 рр. козуля стала зустрічатися майже у всіх адміністративних районах України [95]. Вона навіть стала звичайним мешканцем посушливих місць, що безпосередньо прилягають до Чорного та Азовського морів (Генічеський, Каланчацький, Скадовський р-ни Херсонської області, Якимівський, Приазовський, Приморський Запорізької та інші) і мають дуже незначну площу придатних угідь. Деякі тварини, використовуючи лісосмуги вздовж Північно-Кримського каналу, після 1973 р. стали проникати з Херсонщини в Роздольненський та Джанкойський р-ни Криму [184].

Таким чином, до 1975 року вся територія південної України, за виключенням безлісних присиваських районів, пів-овів Тарханкут і Керченський, була заселена європейською козулею (рис. 4.3). Але на південній межі ареалу її поширення має нестабільний характер і залежить, головним чином, від наявності

лісових урочищ та браконьєрства.

4.2.2. Лось. У стародавні часи лось був звичайною але нечисельною твариною на півдні України, де він населяв переважно заплавні та байрачні ліси. Порівняна простота полювання, легкість пошуку звіра, значна господарська цінність були суттєвими чинниками для інтенсивного використання незначних ресурсів регіону. Тому вже в палеоліті і неоліті древні мисливці створювали відчутний вплив на угруповання виду. З розвитком цивілізації полювання стало основною причиною зниження його чисельності і скорочення ареалу на протязі незначних відрізків часу. Зважаючи на те, що, на відміну від інших наших копитних, лось не населяв важко доступні гірські райони, то його знищення у південних районах України відбулося дуже швидко. Зокрема, в літературних джерелах VIII ст. цей вид вже зовсім не згадується [260], хоча в лісовій зоні у ті часи лось був ще чисельною твариною.

Революційні події, перша світова і громадянська війни, що спричинили економічну і соціальну катастрофу для мільйонів людей, безвладдя упродовж тривалого часу, стали важливими чинниками для розвитку браконьєрства в Україні. Особливо масового розмаху винищення лося набуло під час революцій 1905/17 рр. селянами як протест проти монопольного права поміщиків на добування тварин зазначеного виду [476]. Тому вже в 1918/19 рр. зустрічі навіть одиничних звірів на території Київської і Волинської губерній стали унікальним явищем [410]. Дуже цікавою є поява у 1923 р. та тривале перебування одного лося у дніпровських плавнях Запорізької округи [5]. Збереглися також відомості про зустрічі окремих тварин у 1925/28 рр. у лісах Київської, Житомирської та Сумської областей [290]. Це свідчить про існування невеликої кількості тварин у різних місцях, які згодом все ж таки були знищені, а південна межа ареалу стала проходити північніше Москви [167].

Поступова нормалізація життя населення, відновлення роботи державних

структур, запровадження спеціальних природоохоронних заходів стало запорукою зростання чисельності лося у всій лісовій зоні на території різних країн. Все це, наприкінці 20-х років призвело до розширення ареалу виду у всіх напрямках. Якщо донедавна у більшості районів сусідньої Білорусії лосів відмічали як мігруючих тварин, то у 30-ті роки стало спостерігатися відновлення популяції, розмір якої на той час складав близько 150 особин [376]. Відомо, що у 1925/29 рр. окремі лосі стали з'являтися на території Курської області, хоча місцеві угруповання виду були знищені ще до першої світової війни [331]. Зокрема, в 30-40 роки південна межа ареалу лося змістилася на 200-400 км на південь [138, 324], але регулярна міграція тварин зазначеного виду в Україну розпочалася лише в повоєнні часи. Особливо інтенсивно цей процес відбувався у 1947/48 рр., а також влітку і восени 1960 р., коли спостерігався значний притік тварин з лісів Білорусії та Росії [58]. До 1952 р. угруповання лося з'явилися в Київській, Ровенській, Житомирській, Чернігівській, Сумській, Хмельницькій, Полтавській та інших областях, а окремі тварини проникли на територію Харківщини.

Взагалі динаміка ареалу лося є глибоко дослідженим питанням [56, 126, 130, 140, 426], але, оскільки її вивчення базувалось переважно на відомчих даних, деякі особливості розселення були висвітлені неточно і не отримали відповідного тлумачення. Тому ми розпочнемо з того, що упродовж 20-ти років після закінчення Великої Вітчизняної війни південна межа поширення лося по заплаві р. Дніпра просунулась у південному напрямі на 350-500 км, а по заплаві р. Сіверського Дінця – на 200-250 км. На Правобережжі поява окремих звірів була зафіксована в Вінницькій, Кіровоградській, Львівській областях [130]. У подальшому темпи розселення стали дуже значними і до 1958 р. лосі майже повністю заселили східний лісостеп, а деякі тварини з'явилися навіть у передгір'ях Карпат [391]. Таким чином, у 1956/61 рр. лісовий вид, яким безумовно являється лось, став інтенсивно освоювати степову зону (рис. 4.4),

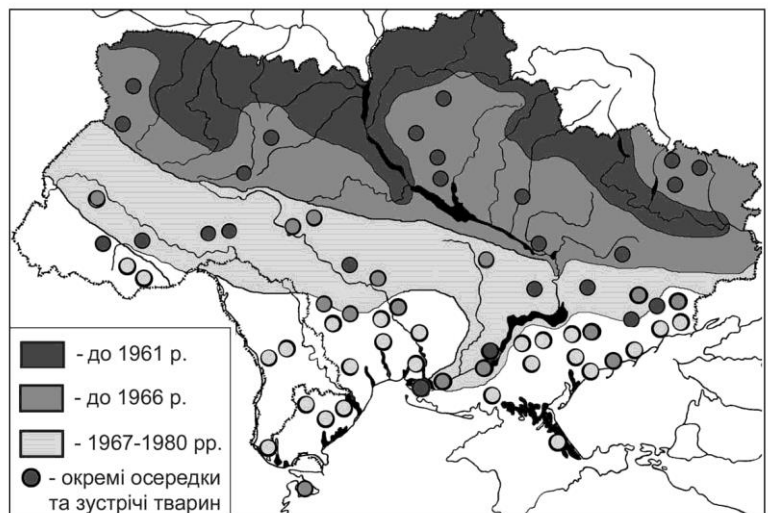
використовуючи під час міграцій переважно заплавні ліси по Сіверському Дінцю та Дніпру. Окремі тварини виявляли значну дисперсію і були помічені в 1957 р. на території Велико-Анадольського лісу, у 1960 р. – у Першотравневому районі Донецької області, у 1961 р. – в Приморському р-ні Запорізької, у Новобузькому р-ні Миколаївської, а у 1962 р. – у Цюрупинському р-ні Херсонської [206]. У 1960/61 рр. лось з'явився на території Чорноморського державного заповідника [143], а в 1964 р. один бик проникнув навіть на територію Румунії в дельту р. Дунаю [16]. На жаль, абсолютна більшість перших мігрантів загинула від рук браконьєрів.

До 1961 р. лосі скрізь населяли лише природні ліси, зокрема на Харківщині вони мешкали виключно на північному заході, а їх чисельність не перевищувала 40 особин. У цей же рік у Луганській області нараховувалося 20–25 тварин, у Донецькій – 4, у Дніпропетровській – 6, які також трималися великих лісів. Цікаво, що низька чисельність і щільність населення лося не стали на заваді міграційним процесам – у 1960 р. поява незвичайних для людей тварин була зафіксована у Павлоградському та Синельниковському, а у 1962 р. – у Петропавлівському, Царичанському та Дніпродзержинському районах Дніпропетровської області. Звідси лосі розселялися вздовж лівого берега р. Дніпра і по заплавах його притоків, а в деяких місцях перетинали його. Зокрема, відомі випадки подолання р. Дніпра тваринами уплав з лівого на правий берег між містами Дніпродзержинськ і Дніпропетровськ. Інтенсивній міграції лося в цей період сприяло значне зростання щільності його населення і чисельності на території Росії і в Північній Україні, завдяки забороні полювання на цей вид.

У подальшому швидкість розселення лосів суттєво скоротилась, особливо було помітним зменшення просування тварин долинами рр. Сіверського Дінця і Дніпра (рис. 4.4). Однією з причин цього була невідповідність біотопів екологічним потребам лося та велика кількість перепон у вигляді кар'єрів, звалищ, побутових та промислових споруд Дніпропетровської, Запорізької і

Донецької агломерацій. У деякій мірі, саме вони обумовили спрямування міграційних потоків у степові простори східної України. У 1962/65 рр. лосі з'явилися у Краснолиманському, Старобешевському та в деяких інших місцях Донбасу, а також у Вільнянському і Токмацькому р-нах Запорізької області. Цікаво, що осторонь основних міграцій виявились території Хмельницької, Вінницької і Кіровоградської областей з великою кількістю придатних для існування виду біотопів, де у 1966 р. було обліковано, відповідно, всього 15, 12 і 3 лосів.

Рис. 4.4. Динаміка південної межі ареалу лося в Україні.



Зокрема, у деяких місцях Кіровоградщини перші зустрічі тварин були зафіксовані значно пізніше, ніж будь-інде в лісостепу. У Вільшанському р-ні лосі з'явилися у 1965 р, у Новоукраїнському та Компанієвському – у 1973 р., у Петрівському – у 1974, у Бобринецькому – у 1976 р., а в Устинівському р-ні цей вид був відсутнім до 1981 р.

Таким чином, на 1966 р. південну межу ареалу лося можна умовно провести через м. Червоноград Львівської області і далі на південний схід – через Хмельник Вінницької області, Лисянку, Кам'янку Черкаської, Олександрію Кіровоградської, південніше Дніпропетровська та Павлограда, через м. Горлівку Донецької області, північніше м. Краснодона Луганської області до україно-російського кордону. Південніше на той час були відомі поодинокі зустрічі лосів у Шепетівському, Славутському районах Хмельницької

області, у Знам'янському, Новомиргородському Кіровоградській, Братському Миколаївській, Тарутинському, Балтському і Котовському р-нах Одеської областей. В пониззі р. Дніпра у Херсонській області на той час навіть існувало невелике угруповання лося із 9 особин [206].

В оптимальній частині ареалу виду на території Росії ще з 1946 р. було розпочате обмежене господарське використання ресурсів лося. У зв'язку з різким зростанням чисельності європейських популяцій, розміри вилову тварин збільшувалися з року в рік. Якщо в 1960 р. на території Росії було видобуто 9,2 тис. лосів, то у 1962 р. – 21,3 тис. [427]. З 1965 р. почалося полювання на лося і в Білорусії, де за 11 років було вилучено 30 тис. тварин [223]. За таких умов, імміграція лося на українську територію дуже скоротилася і перестала відігравати будь-яку роль у подальшому формуванні ареалу. З середини 60-х років почалося промислове використання поголів'я лося і в Україні: у 1965 р. було вилучено понад 60 особин [57]. Починаючи з 1966 р. для заселення південних районів Лівобережної України першочергове значення стала мати міграція лосів з Луганської і Донецької областей, де в заплавах р. Сіверський Донець сформувалося досить чисельне угруповання тварин зазначеного виду. В 1967/68 рр., при одночасній появі тварин у Васильківському та Покровському (Велико-Михайлівський ліс) р-нах Дніпропетровської обл., Кам'янсько-Дніпровському, Лисогірському, Куйбишевському, Старо-Бердянському лісництвах, на о-ві Хортиця (Запорізька область) та Велико-Анадольському ліс-ві (Донецька область), на півдні степової зони утворилося незначне угруповання лося. У подальшому саме навколо нього розвивалися основні популяційні події, які призвели до зростання чисельності виду у Приазов'ї і подальшого розселення.

На Правобережжі суттєво зросла чисельність лося у Вінницькій (в 1981 р. – 382) та Кіровоградській (в 1975 р. – 170) областях, а також в штучних лісах Кривбасу. Упродовж 1967/75 рр. його осередок майже із 30 особин утворився

на території Молдови [11]. Цей процес супроводжувався міграцією частини тварин і в 1975/80 рр. лосів спостерігали в Новобузькому, Новоодеському, Баштанському р-нах Миколаївської області та в Іванівському, Ширяєвському і Велико-Михайлівському р-нах Одеської. У 1976/77 рр. вони з'явилися у межиріччі Дністра і Дунаю на території Ренійського, Білгород-Дністровського та Саратського р-нів Одещини.

Таким чином можна констатувати, що на 1980 р. південна межа ареалу лося в Україні досягла сучасного максимуму. Її можна умовно провести від польського м. Пшемисля по передгір'ях Карпат через Стрий, Івано-Франківськ, Коломию, Чернівці до україно-румунського кордону. Далі, перетнувши територію республіки Молдови північніше м. Ришкани через м. Флорешти на Анан'їв, Братське, Кривий Ріг, її слід проводити вздовж правого берега Інгульця до устя Дніпра і по його лівому березі на північний схід до м. Василівка Запорізької області. Звідси межа ареалу повертає на схід і через Оріхів, Гуляйполе, Волноваху, Красний Луч прямує до україно-російського кордону (рис. 4.4). Південніше цієї межі розташовувалося декілька невеликих осередків існування виду, зокрема, у Старо-Бердянському та Бельманському лісах на Запоріжжі, у Рацинському лісі на Миколаївщині та в деяких інших місцях, де зараз лосів вже немає. Хоча переміщення тварин між окремими осередками існування виду не припинялись, майже всі основні біотопи степової зони були освоєні лосем і подальше його проникнення на південь вже не відбувалось.

Упродовж усієї історії розвитку сучасного ареалу лося спостерігалися наступні закономірності:

1. всі осередки існування лося виникали лише на території лісів;
2. незважаючи на невисоку щільність населення тварин, частина з них виявляла високу схильність до міграцій і рухалася далі, освоюючи типові біотопи за межами ареалу;
3. мігруючі одиничні лосі виявляли незвичайну для диких тварин

- безпе́чність по відношенню до людей і незначну здатність до осі́лості;
- 4. міграції відбувалися широким фронтом, але основні напрямки були обумовлені розташуванням річкових долин;
- 5. переміщення тварин відбувалися як за великої щільності і чисельності, так і за дуже низької.

Пізніше, у зв'язку з нераціональною експлуатацією ресурсів та браконьєрством, лосі повсюдно були знищені. Зараз південна межа ареалу знову піднялась на північ і знаходиться у лісостеповій зоні. У 1988 р. лосі (біля 1,3 тис. особин) мешкали на території всіх степових областей, а в 2003 р. їх перебування було обмежено лише лісами Донецької, Дніпропетровської і Луганської областей, де вціліло не більше 70 тварин .

4.2.3. Дикий кабан. Ареал кабана в історичний час охоплював територію всієї України, але у ХІХ ст. з нез'ясованих причин цей вид зник на величезних просторах. Скоріш за все, на тлі постійного переслідування тварин зазначене могло відбутися за взаємодії кількох чинників. Зокрема, суттєвою причиною могла стати часта повторювальність тривалих сніжних зим із ожеледдю або така епізоотія, як чума свиней. Дуже суворими в Європі були зими 1822/23, 1829/30, 1837/38, 1890/91 р. У 1902/04, 1906, 1908 рр., внаслідок неврожаю бука, дуба, платана у поєднанні з суворими кліматичними умовами взимку, спостерігалось вимирання кабанів у гірських районах Кавказу [176]. Саме в ХІХ ст. кабани зникли в пониззях рр. Дона, Дніпра, у горах Криму і на узбережжі Азовського моря [18, 68, 380], а також у Нідерландах та інших країнах Північної Європи [583]. У 1925/30 рр. кабан був відсутній у теріофауні Курської, Білгородської та інших областей Центральної Росії [331].

Незважаючи на значну плодючість, поліфагію, високу соціальну організацію, зниження чисельності кабана і його знищення на великих просторах є досить простою справою. Особливо швидко це відбувається на межі видових

ареалів у маргінальних, популяціях, які самі по собі невеликі і тому достатньо вразливі. Вибірковий відстріл плідників, як найбільших за масою і кількістю м'яса тварин, призводить до здріблення тварин і до значного омолодження угруповань. Навіть за умови рівномірного вилучення в усіх вікових групах, у кабана, як у плодючого ссавця, найбільший відсоток будуть складати поросята. На півдні України їх частка становить близько 60 % всього поголів'я [129]. Це дає можливість приймати участь у розмноженні цього роду, що за своїми екстер'єрними показниками можуть покривати тільки перевесниці. Оскільки популяційний устрій у кабана такий, що до настання статевої зрілості поросята живуть у материнському стаді, то сексуальними партнерами молодих самців можуть бути лише сестри. Тому є сенс згадати результати експерименту, проведеного на свійських свинях, що достатньо яскраво ілюструє наслідки близько-спорідненого схрещування (табл. 4.1). При схрещуванні сибсів лінія теоретично втрачає біля 25% гетерозиготності в кожному поколінні, про що свідчить збільшення коефіцієнту інбридингу Райта (f). За такої інтенсивності інбридингу, багато небажаних (зазвичай, рецесивних) генів лінії буде фіксовано випадково,

Таблиця 4.1

Результати схрещування сибсів (близькопорідні гібриди: брат X сестра) у свійських свиней *

Дослід	n	<i>F inbr. Wright</i>		Величина приплоду	Народилися живими, %	Дожили до 70 днів, %	Відношення: самки/самці
		Свино-матки	Приплід				
Початкове стадо	694	0+	0+	7,15	97,0	58,1	1 : 1,1
F ₁	189	0,09	0,33	6,75	93,7	41,2	1 : 1,3
F ₂	64	0,33	0,42	4,26	90,6	26,6	1 : 1,6

* Mc Phee et al.(1931), цит. за: S. Wright [767].

оскільки в цих умовах швидкість фіксації вище, чим швидкість елімінації гомозигот добром [392]. Зазначений експеримент було зупинено вже через два покоління через різке падіння пристосованості гібридів. Таблиця 4.1 показує, що

середня кількість поросят у виводку скоротилася з 7,15 (норма) до 4,26 (друге покоління інбридингу). Крім того, неймовірно знизилася (більш ніж на 50%) виживаність новонароджених – у середньому, із 4 особин до 70 днів доживала лише одна тварина.

Характерно, що зниження плодючості і життєздатності звичайно супроводжується зміною співвідношення статей на користь самців. Це, напевно, відбувається тому, що у ссавців чоловіча Х-хромосома завжди гемізіготна, тоді як жіноча пара Х-хромосом у наступних інбредних поколіннях збільшує гомозиготність і тому при високих рівнях інбридингу частка самців серед вцілілих поросят зростає [466]. А далі неважко собі уявити скорочення чисельності і наступне виродження всієї популяції через зменшення частки самок, що здатні розмножуватись, зниження плодючості і підвищення рівня загальної смертності у всіх особин без притоку мігрантів з інших угруповань. При вивченні у лабораторних умовах інбредних нащадків 38 видів ссавців було встановлено, що малюки від схрещення батьки-нащадки та брат-сестра характеризуються пониженою виживаністю, яка, в середньому, становить 33% (1-100%) [564]. При використанні інбридингу в племінній роботі з вівцями було також встановлено скорочення темпів їх росту у ембріональному та постембріональному періоді за лінійними показниками та масою тіла. Особливо значні негативні наслідки близькоспорідненого схрещування спостерігалися з другого покоління включно, наслідком чого були висока яловість самок (32.1-52.4%), значна кількість мертвонароджених ягнят (10,0%) та низька виживаність молодняку [145]. В цілому, інбридинг призводить не лише до збільшення ювенільної смертності, а й – ембріональної загибелі, зниження плодючості і зменшення опору по відношенню до інфекційних захворювань, завдяки чому шкода від нього переважає отримані генетичні переваги [563]. Штучне створення ізольованих колоній крапчастого ховраха показало, що без збагачення генотипу мігрантами, вони здатні проіснувати 6-8 років, проходячи за цей час всі типові фази розвитку

популяції – від різкого зростання чисельності до депресії і вимирання [271]. Тому, за умов постійного переслідування на тлі погіршення кліматичних умов, інбридинг також міг бути однією з причин зникнення кабана у ХІХ ст.

Незважаючи на важливе господарське та біоценотичне значення кабана, спеціальних досліджень по вивченню особливостей динаміки ареалу цього виду в нашій країні ніхто не проводив. Це створило значні труднощі при написанні фундаментальних праць з біології виду. Тому у найбільш відомих з них [138, 380, 429] ареал кабана в Україні показано дуже приблизно. З праць вітчизняних фахівців [240, 290, 387] також важко створити відповідну уяву про розташування осередків кабана у ХХ ст.

На території України тривалий час дикий кабан був рідкісною твариною, а основним його осередком був карпатський регіон [242, 394]. Але і тут він не мав значного поширення: його осередки вціліли лише в окремих місцях. До 1940 р. кабан був звичайним видом у Дрогобицькій і Станіславській областях і, менш чисельним, – у Львівській [290], У 60-х роках на Буковині кабани зустрічалися лише в гірських лісах окремих районів [465]. Надалі, внаслідок запровадження спеціальних охоронних заходів, чисельність тварин у карпатському осередку значно зросла і мігруючі кабани стали проникати в рівнинні райони.

У 30-і роки дикий кабан в Україні також мешкав на території Вінницької, Хмельницької, Чернігівської і Київської областей [5, 80, 240, 288], а окремі тварини забігали у північні райони Одещини [5, 345]. Всі дописувачі того часу одностайні у тому, що причиною низької чисельності копитних було необмежене полювання.

У подальшому, завдяки високій плодючості та припиненню регулярного полювання майже на всій площі залишкового ареалу, кабан швидко відновив чисельність і окремі його особини стали проникати в нові райони. В Україні на 1948 р. осередки виду були відомі в 18 з 25 областей, а у деяких місцях Прикарпаття кабани стали завдавати великої шкоди посівам сільськогоспо-

дарських та лісових культур. Це стало основним приводом для відновлення неконтрольованого полювання наприкінці 50-х років. У 1947/48 рр. лише на території Львівської області було здобуто біля 2000, а в 1948/49 рр. у колишній Дрогобицькій – понад 1000 кабанів. За даними О.П.Корнєєва [240], у 1948 р., у зв'язку з необмеженим полюванням, нестачею природних кормів, епізоотіями і частими ожеледицями, чисельність кабана на більшій частині ареалу суттєво скоротилась. Зокрема, в Київській області кількість тварин зменшилась на 90%, у Вінницькій, Волинській, Кіровоградській областях вид був представлений одиничними особинами, а в Хмельницькій і в Одеській областях зник взагалі. У сусідній Молдові чисельність кабана скоротилась до 100-150 особин, а в пониззі р. Дністра та в Кодрах його зустрічі стали рідкістю [11].

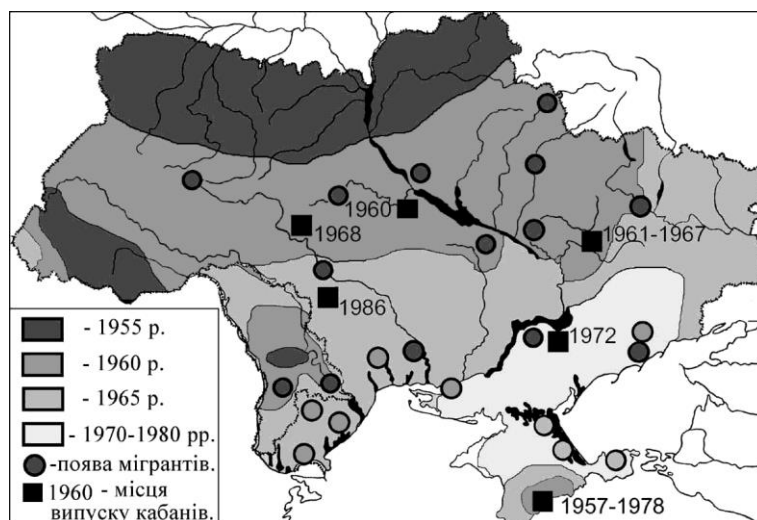
Завдяки забороні полювання у 1950 р., а надалі – через обмеження його терміну з 1 жовтня по 31 грудня, розпочалося відновлення ресурсів кабана і його розселення на значному просторі. Одиничних тварин стали зустрічати у місцях, де вид був невідомий людям взагалі, зокрема, у 1954 р. 1 сікача було випадково впольовано у Кам'янсько-Дніпровському р-ні на Запоріжжі [305]. Загалом, на 1955 р. ареал кабана в Україні складався із декількох віддалених одне від одного осередків. Найбільш значним за площею був поліський, обмежений з заходу україно-польським, з півночі – україно-білоруським та україно-російським кордоном. Його південна межа пролягала по Волині та Хмельниччині через Шепетівку на Житомир, а далі – на Вишгород, Бобровицю, Кролівець, Глухів до україно-російського кордону.

Визначне значення для подальшого заселення кабанами південно-західних районів України мав карпатський осередок. Західну межу останнього умовно можна провести між Вулканічним та Полонинським хребтами від Перечина на Рахів, а східну – від м. Старий Самбір на м. Івано-Франківськ та м. Чернівці. Певний періодичний вплив на нього спричиняли мігранти із сусідньої Польщі та Румунії; не можна також виключати можливість обміну між басарабським та

буковинським угрупованнями кабана. Третій осередок, який знаходився у Молдові, мав виключно важливе значення для формування дунайсько-дністровської або південно-західної популяції. За межами зазначених центрів перебувала невелика кількість кабанів, зокрема на Поділлі, на півдні Київщини, на Кіровоградщині, на Полтавщині та в незначній кількості інших місць (рис. 4.5). Але їхня віддаленість одне від одного, низька чисельність за умов постійного переслідування не могли суттєво вплинути на швидке відновлення минулого ареалу виду.

Запроваджені охоронні заходи по збереженню уцілілих осередків кабана, послідовна регламентація полювання, сприяли зростанню чисельності і розселенню тварин. У 60-х роках це стало спостерігатися на території Молдови, коли поява кабанів була зафіксована в Страшенському, Каларашському та інших лісництвах, а також у долині р. Прута [11]. Поступово зростала чисельність

Рис. 4.5. Динаміка південної межі ареалу кабана в Україні.



угруповання у Кодрах, де кількість облікованих тварин у 1965 р. становила 50 особин [159]. За даними наших респондентів, у 1950/60 рр. звірі з басарабського осередку стали регулярно проникати на територію Тарутинського, Саратського, Іванівського та інших районів Одеської області [191]. У 1961 р. дикий кабан, як велика рідкість, вже зустрічався в румунській частині дунайської дельти [364]. У

зазначений вище термін появу кабана було зафіксовано у Вовчанському та Ізюмському р-нах Харківської області, а окремі зустрічі тварин відомі у Н.-Дуванському та Сватівському р-нах Луганської області, Маріупольському р-ні Донецької, Бердянському та Куйбишевському р-нах Запорізької областей. В 1956 р. одного звіра було впольовано біля с. Юріївки Царичанського р-ну на Дніпропетровщині. У 1958 р. появу кабана було також зареєстровано у Голопристанському р-ні Херсонської області [42], а в 1960 р. – в Павлоградському і Синельниківському р-нах Дніпропетровської, на Поділлі і в інших місцях.

Таким чином, на 1960 р. кабан зустрічався у всіх поліських, лісостепових і деяких степових районах України. Значно збільшилася площа осередку існування кабана в республіці Молдова, мігранти з якою дуже часто стали зустрічатися в усіх прилягаючих районах Одещини. На Лівобережжі важливими місцями мешкання звірів став Парасоцький та інші ліси у заплаві р. Ворскли на Полтавщині, Самарський ліс у Дніпропетровській області, а на Правобережжі – Голочанський, Нерубайський та Чорний ліси у Кіровоградській.

Незважаючи на неухильне зростання чисельності і розселення кабана, цей процес відбувався дуже повільно. З метою прискорення відновлення минулого ареалу і для збільшення чисельності, на території СРСР ще з 1935 р. стали проводити інтродукцію тварин, але основну їх кількість було розселено після 1960 р. [229]. В результаті цих робіт в Україні у 1957/1972 рр. було штучно розселено біля 500 кабанів із різних частин ареалу, у тому числі, – і місцевих.

На формування ареалу виду в Україні і, зокрема, на утворення південних популяцій, найбільший вплив створили реакліматизаційні заходи 1960/72 рр. (табл. 4.2). Випуски тварин у наступні роки вже не мали суттєвого значення для розвитку південних угруповань кабана, але позитивно впливали на їх генетичну різноманітність. Створення осередку існування виду у 1957 р. на території Кримського державного заповідника сприяло швидкому заселенню всіх придатних місць, і на 1961 р. кабан зустрічався у всіх гірських лісах півострова [235].

Після інтродукції тварин у Черкаській (1960 р.) і Дніпропетровській (1961 р.) областях, простір навколо цих осередків був за декілька років заповнений

Таблиця 4.2

Дані про випуски кабанів у центральних і південних районах України*

Рік випуску	Місце випуску	Кількість особин	Місце відлову
1957	АР Крим, Кримський заповідник	37	Росія. Приморський край
1960	Черкаська обл. Мошногірське МГ УТМР	13	Росія. Приморський край
1961	Дніпропетровська обл. Павлоградське МГ УТМР	31	Росія. Приморський край
1967	Дніпропетровська обл. Павлоградське МГ УТМР	6	Буковинське ДЛМГ
1968	Кіровоградська обл., ДМГ "Голоче"	21	Диканське ДЛМГ
1972	Запорізька обл. Лисогірське МГ УТМР	14	Диканське ДЛМГ
1972	АР Крим, Орлино-Куйбишевське МГ	16	Чернігівська обл.
1977	Кримський заповідник	21	Заліське ДЛМГ
1977	Кримський заповідник	8	Дніпровсько-Тетерівське ДЛМГ
1978	Кримський заповідник	24	Воронезький заповідник
1986	Одеська обл., Балтський, Котовський р-ни	26	Чернігівська обл., Борзнянський район
1993	Миколаївська обл. Володимирський ліс	6	Місцеві
1997	Дніпропетровська обл. Шульговський ліс	6	Одеський зоопарк

* Незважаючи на дані про випуск кабанів румунського і уссурійського підвидів у Краснопольському лісництві Слав'янського р-ну Донецької області, основу на інформації респондентів [319], будь-якого підтвердження цьому (офіційний запит до Донецького управління лісового господарства та облради УТМР, опитування мисливствознавців і старих мисливців) знайти не вдалося.

мігруючими тваринами. Зокрема, у 1961/64 рр. кабани з'явилися на території Криворізького, Петропавлівського, Дніпродзержинського р-нів Дніпропетровської області, Краснолиманського, Слав'янського, Волноваського, Тельманів-

ського, Першотравневого, Добропільського, Шахтарського р-нів Донецької, у Каховському і Бериславському р-нах Херсонської, у Вільнянському Запорізької та в інших місцях. Зростання чисельності тварин у Молдавії, на Буковині і у лісах Кіровоградщини призвело до еміграції значної кількості тварин у прилягаючі райони Дніпропетровської, Миколаївської, Одеської і інших областей. А з 1965 р. стала спостерігатися регулярна міграція румунських кабанів на дунайські о-ви Кислицький, Татару та інші.

Таким чином, на 1965 р. вся територія України, окрім Приазов'я і західного Причорномор'я, була заселена кабаном. Але розселення тварин відбувалось так швидко, що окремі сікачи вже в 1966 р. з'явилися на Миколаївщині (ур. Катеринка), у 1967 р. – в Антрацитському р-ні Луганської області, у 1968 р. – на території заповідника «Асканія-Нова» [336], в плавнях Нижнього Дніпра [209], у 1969 р. – в Велико-Лепетиському районі Херсонської області, у Старо-Бердянському та Богатирському лісах Запорізької області.

Відомо, що в кінці 60-років спостерігалась міграція кабанів вдовж азовського узбережжя з Ростовської області в Донбас [148]. Це відбувалося на тлі заселеннями тваринами пониззя р. Дону, де перша зустріч виду була зафіксована у 1968 р. В 1973 р. чисельність кабана у Ростовській області перевищила 900 особин, а в 1976 р. досягла піку і склала 5,5 тис. [211]. Упродовж 1971/75 рр. майже вся степова зона була заселена кабаном; в останню чергу його осередки виникли в Красноперекопському (1975 р.) р-ні АР Крим та в .Чаплинському (1974 р.), Новотроїцькому (1975 р.), Каланчацькому (1976 р.) р-нах Херсонської області.

Розширення ареалів багатьох крупних диких ссавців, просування їх не тільки на південь, а й на північ, дозволило переглянути деякі ідеї про лімітуюче значення висоти сніжного покриву у цьому процесі [429]. Останнє мало в ХХ ст. багато прихильників і вважалося ледве не головним чинником, який обмежує розселення копитних і т.п. На півночі ареалу поширення кабана пов'язане

переважно із районами вирощування сільськогосподарських культур і тому його вважають частково синантропною твариною [86, 360]. Оскільки в динаміці чисельності тварин суттєве значення має баланс між смертністю та народжуваністю, то деякі зоологи головну причину відновлення ареалу і зростання чисельності кабана пов'язують із 11-річним циклом сонячної активності. За припущеннями одних, внаслідок пом'якшення погодних умов узимку, збільшилося виживання більшої кількості особин [23], за уявою інших розширення ареалу було спричинене винищенням вовка на великій території [261].

Загалом формування сучасної південної межі ареалів копитних в Україні відбувалося завдяки комплексного впливу багатьох чинників, серед яких слід виділити:

- а) створення мережі природоохоронних територій та мисливських господарств;
- б) вдосконалення природоохоронного та мисливського законодавства;
- в) поліпшення умов існування тварин шляхом збільшення площі штучних лісових насаджень, впровадження у культуру кукурудзи та озимини;
- г) широкомасштабні роботи з інтродукції тварин та послідовним застосуванням щодо них комплексу біотехнічних заходів;
- д) наведення порядку у мисливському використанні ресурсів тваринного світу шляхом запровадження спеціальних ліцензій, встановлення обмежених термінів полювання, а також суворої адміністративної та кримінальної відповідальності за браконьєрство;
- є) низька чисельність вовка упродовж тривалого часу як наслідок дуже інтенсивного і постійного контролю за його угрупованнями.

4.3. Сучасна роль рефугій і екологічних русел. У нашій країні з надзвичайно високим рівнем господарського використання території, ареали абсолютної більшості диких ссавців зараз являють собою біогеографічні острови, які часто мають дуже обмежені площі. Внаслідок знищення лісів на півдні, в середній течії Прута, Дністра, Дніпра, що набуло масштабності 200 років тому, були трансформовані основні біотопи великих ссавців на Середньодунайській рівнині, Нижньодунайській низовині, в Подолії, Середньоруській рівнині та в інших місцях [109]. Упродовж стислого терміну на величезних площах було знищено благородного оленя, європейську козулю, дикого кабана, рись та ведмедя.

Перепони у вигляді відкритих степових просторів довгий час були непереборними для багатьох лісових видів. Винятки становили лише вузькі смуги заплавних лісів, що річковими долинами раніше зв'язували віддалені регіони з дуже відмінними природними умовами між собою. Таким чином, ці інтразональні біотопи з'єднували лісові, лісостепові райони з окраїнними південними степами, яким справедливо надавали значення важливих екологічних русел [290, 398, 444] . Але наприкінці XIX ст. та у першій чверті XX ст. під впливом масового вирубування заплавних лісів, землеробського освоєння узбережжя великих рік, зазначені міграційні коридори було зруйновано. Неможливість притоку мігрантів, переслідування тварин, знищення основних біотопів існування створили вкрай ризиковану ситуацію для крупних ссавців. Південні межі їх ареалів змістились в лісостепову та лісову зони з невеличкими залишковими осередками в деяких місцях, відкіля після впровадження охорони, заходів щодо розселення, обмеження використання ресурсів і т.п., почався зворотній процес. Загалом, на початок XX ст. в Україні утворилося 3 біогеографічних острови – Полісся, Карпати і Крим, на території яких деякі макромамалії, зважаючи на переслідування людиною, знайшли собі притулок в важко доступних болотах, горах та лісах. Великі розміри карпатської рефугії,

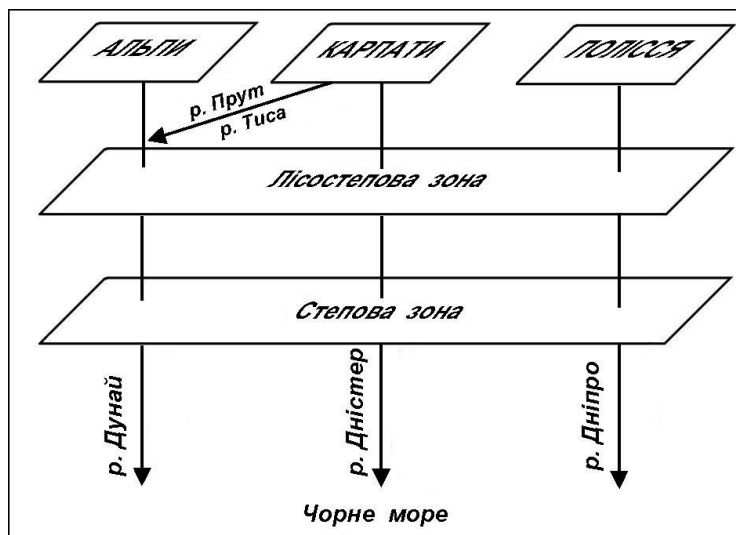
значна чисельність тварин стали важливою запорукою для збереження генетичної цілісності угруповань благородного оленя, дикого кабана, європейської козулі та інших ссавців.

Сприятливі екологічні умови, інтенсивні роботи по насадженню лісів, інтродукція великої кількості тварин, охорона створених осередків сприяли швидкому збільшенню чисельності популяцій. Заселення нових територій відбувалося також завдяки поступовій природної міграції ссавців упродовж декількох поколінь. Все це забезпечило успішне відновлення ареалів, насамперед, козулі та кабана від Полісся і Карпатських гір до дельт рр. Дунаю, Дністра, Дніпра та морського узбережжя.

Суттєве значення у формуванні та відновленні меж ареалів великих ссавців належить інтразональним ландшафтам, зокрема водно-болотним угіддям, а також природним та штучним лісам, розташованим у долинах великих річок. Використовуючи вдалу термінологію Ю.І Чернова [441], їх можна віднести до біотопних механізмів переборювання кліматичних рубежів у часі і просторі. По суті, заплавні ліси вдовж Дністра були і є на цей час важливими міграційними коридорами для кабана, козулі, вовка, лісового kota та інших видів, що з'єднують карпатські ліси із причорноморськими степами. А, завдяки таким річкам, як Прут, Тиса та Сірет, які відносяться до басейна Дунаю, карпатські мігранти мають можливість проникати у степову зону України кружним шляхом через Румунію та Молдову. Сказане відноситься і до інших значних рік (Південний Буг, Дніпро та Сіверський Донець), які також мають загальний меридіональний напрямок, і сполучають своїми долинними інтразональними ландшафтами північні лісові і південні степові райони. Це являється важливою передумовою для великих ссавців по обміну генотипами без різкого переборювання градієнтів середовища (рис. 4.6). На перший погляд, важливим центром для розселення крупних ссавців міг бути гірський Крим. Але, кримські ліси, внаслідок землеробського освоєння прилягаючої території, виявилися

відокремленими від материкових осередків благородного оленя, кабана, козулі

Рис. 4.6. Річкові долини як екологічні русла між рефугіями та окраїнами ареалів великих ссавців.



та інших видів. Навіть у роки розквіту угруповань копитних у степовій зоні, для підтримки існування останніх вони не мали будь-якого значення. По суті, на даний час гірсько-лісовий Крим є ізолятом з теріофауною, яка сформувалася із місцевих видів та інтродуцентів [183]. Існуванню ж карпатського осередку загрожує велика небезпека, т. я.:

а) комерційні інтереси від експлуатації деревини для багатьох людей реально перевищують еволюційну та економічну цінність диких ссавців;

б) винищення стиглих та пристиглих лісів на великій площі дуже сприяє зниженню чисельності деяких видів (лісовий кіт, рись та бурий ведмідь);

в) заміна листяних лісів хвойними на великій площі вже привела до погіршення умов існування всіх копитних, яке з роками значно посилиться;

Взагалі всі крупні ссавці лишилися в ХХ ст. такої важливої переваги, як важкодоступність місць існування і тепер повністю залежать від впливу антропогенного фактору. Незважаючи на великі площі лісів, упродовж останніх 30 років вони дуже змінилися і замість ареальних монолітів перетворилися на значну кількість осередків, відокремлених просторами другорядних біотопів, мало придатних для існування великих ссавців. Внаслідок зазначеного, у другій

половині XX ст. карпатські і поліські рефугії втратили минуле зоогеографічне і популяційне значення.

4.4. Особливості міграції ссавців та їхня роль у формуванні південних популяцій. Міграції тварин слід віднести до механізмів екосистемної регуляції, які дозволяють підтримувати популяційне різноманіття і здійснювати енерго-інформаційний обмін. Їх можна вважати одним із шляхів формування та підтримки стійкості структурно-функціональної організації екосистеми через перерозподіл їх структурного різноманіття [192]. Зазвичай міграції поділяють на: а) номадизм – широкі переміщення тварин, залежних від кліматичних та кормових умов; б) сезонні (вертикальні, в горах, і широтні); в) розселення – освоєння нових географічних районів [575]. У місцевостях з регулярними суворими зимами багато ссавців мають здатність до випереджальних міграцій, пускові механізми яких визначаються скороченням довжини світлового дня і зниженням температури повітря [459, 463]. І хоча частина тварин піддається підвищеній елімінації від різних причин, у цілому це дає можливість виду вижити за несприятливих умов.

Численні роботи показують, що розселення тварин відбувається в усіх напрямках, але окремі з них видаються більш ефективними. При дослідженні цього питання деякі зоологи використовували виміри кутів між двома найближчими міграційними напрямками різних особин, а для перевірки їх випадковості використовували критерій Релея [226]. Якщо $A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$ – кути, то вірогідність того, що напрямок міграції випадковий (менше 5%), за умови: $(W^2 + V^2)/n > 3$; $W = \sin A_1 + \sin A_2 + \sin A_3 + \dots + \sin A_n$; $V = \cos A_1 + \cos A_2 + \cos A_3 + \dots + \cos A_n$

Швидкість з якою тварини розширюють ареал звичайно виражають як середню величину переміщення за одиницю часу, але оскільки, при відсутності реальних перепон, тварини можуть рівномірно мігрувати в будь-якому

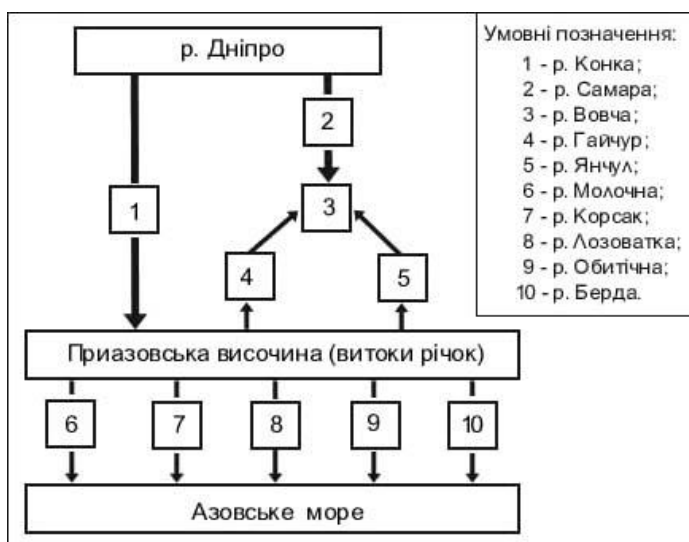
напрямку, то її логічно розраховувати як: $\sqrt{n\text{площа}/\pi}$. Тобто в такий спосіб знаходимо величину радіуса кола, центр якого перемістився на n -відстань за певний період. Проте реальність дуже відрізняється від наших теоретичних міркувань, так міграція благородного оленя, лані і муфлона, що живуть на косах Бірючий о-в, Обитічна, Кінбурнська тощо можлива протягом року лише в одному напрямку – по суші. Внаслідок існування морських перепон, навіть у зимовий час при замерзанні акваторій, пересування тварин відбувається традиційними біотопами. Виходи за межі основних місцеперебувань по льоду відзначаються лише спорадично у роки з дуже високою щільністю населення тварин за несприятливих кліматичних умов.

Особливу складність при розселенні відчувають стенобіонтні види, особливо ті, біологія котрих пов'язана з водним середовищем. Річковий бобер, видра, ондатра і норка у південних районах мають значні перепони для міграцій (часті промерзання, обміління і висихання водойм, слабо розвинута гідрографічна мережа і порівняно висока уразливість у невеличких водоймах із боку хижаків та людини). Тому незначне збільшення водності, а тим більше виникнення повеней, які в останні 30 років являються виключно рідкісним явищем на степових річках, може дуже сприяти розселенню зазначених тварин.

Інтродукована ще у 1944/45 рр. ондатра на Дніпрі в Запорізькій та Дніпропетровській областях дуже швидко освоїла заплаву цієї ріки і пониззя притоків. Швидкість її поширення складала 12-16 км на рік [259]. Цьому у значній мірі сприяло висока успішність розмноження у Придніпров'ї [260], що забезпечило швидке зростання чисельності. Після створення Каховської ГЕС (1953/55 рр.) основні біотопи виду були затоплені, чисельність угруповання значно скоротилася, а міграційні процеси не набули очікуваної масштабності. Наступне зарегулювання стоку р. Самари декількома греблями та Дніпра греблею Дніпродзержинської ГЕС (1964 р.) також призвели до скорочення площі найбільш якісних ондатрових угідь. У сукупності з інтенсивним

браконьерством, це стало перешкодою для швидкого заселення видом лівобережних дніпровських притоків. До 1981 р. ондатра зустрічалася на р. Самарі з притоками Вовча, Тернівка, Бик, Верхня Терса та інших і у р. Конці з слабо розвиненою річковою сіткою. Копітке обслідування водойм Приазов'я у 1977/80 рр. показало повсюдну відсутність зазначеного виду. Таким чином, наприкінці 80-х років ондатра не зустрічалася в річках, що впадають в Азовське море у проміжку між Білосарайською косою і о-вом Бірючий. Але, з часом, вид освоїв усю р. Конку і у 1979/80 рр. досягнув її верхів'я, яке знаходиться на Приазовській височині поряд з витокami багатьох приазовських річок. Останні представляють собою зарегульовані греблями струмки, що беруть початок із нечисленних джерел, і, таким чином, перетворені на ставки. Поряд із зростання чисельності ондатри у ставках, почалося її розселення вниз за течією, яке було значно прискорене повинню у березні 1985 р. Якраз у цей термін ондатра по всіх зазначених річках (рис. 4.7) досягла морського узбережжя, а з 1988 р. окремі особини стали влаштовувати тимчасові поселення на Обитічній, Бердянській та Степанівській косах в Азовському морі. Оскільки поширення ондатри

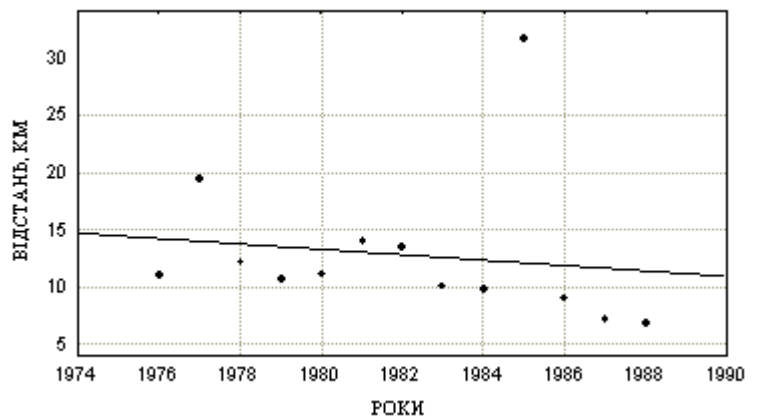
Рис. 4.7. Особливості проникнення ондатри в річки Приазов'я та її розселення.



kartувалося упродовж 13 років (1976/88), то ми мали змогу дослідити процес розселення тварин. Таким чином (рис. 4.8), середня швидкість освоєння видом території складала $12,87 \pm 1,79$ км (6,88 - 31,63 км) на рік при загальній тенденції

до скорочення [115]. Причини значної нерівномірності експансії, на наш погляд, криються у специфіці гідрологічного режиму малих річок. Часті висихання їхніх русел у багатьох місцях, промерзання та обміління роблять неможливим побудову ондатрами жител та подальше успішне розмноження. По мірі просування тварин у верхів'я, відстань між придатними для існування біотопами зростала, що призводило до значних витрат часу мігруючим ондатрам на їх пошуки. Дослідницька міграція завжди супроводжується підвищеним рівнем смертності із різних причин, що також стримує розселення. По суті, ми стали

Рис. 4.8. Динаміка розширення ареалу ондатри в степовому Лівобережжі.



свідками освоєння видом субоптимальних біотопів, яке було прискорене весняною повінню 1985 р. Таким же чином ондатра з пониззя Дніпра по Північно-Кримському каналу у 1972 р. проникла в оз. Сиваш [149]. Завдяки високій плодючості та здатності до подолання географічних перепон, вона серед макромамалій відрізняється чи не найвищою швидкістю розселення, яка, за сприятливих умов, може перевищувати 70 км за рік [265].

Саме по собі, вивчення міграцій диких тварин являє собою складне завдання, на результативність якого впливають культура населення, розуміння ним доцільності такої роботи і відповідні дії, пов'язані з поверненням спеціальних міток, кілець тощо. Мічення кабанів в Одеській області вушними металевими пластинками, зайців біля Запоріжжя, лисенят біля Мелітополя не дали ніяких результатів – жодної з них не було повернуто дослідникам. Тому

при вивченні міграцій диких ссавців ми були змушені користуватися іншими методами [121]. Враховуючи, що деякі з неметричних ознак – фенів, своєю присутністю і частотою зустрічальності маркірують будь-які внутрішньовидові угруповання [480, 481], була зроблена спроба їх використання для дослідження міграцій дикого кабана [116]. У своїх міркуваннях ми виходили з того, що кожна особина має характерні для угруповання фени, а різні популяції виду в силу унікальності їхньої історичної взаємодії з лабільними екологічними умовами є неоднаковими. За новітніми даними [79], частота зустрічальності певних фенів дуже стійка в і цілком відповідає епігенетичній специфіці популяцій.

Оскільки генетично близькі форми характеризуються близькими рядами спадкової мінливості, важливим завданням є виявлення фенів, які найчастіше зустрічаються у тварин певного географічного угруповання. У свій час [425], у кабана був виявлений такий надійний маркер генотипу, як форма луски слізної кістки, що дало можливість скористатися саме цією ознакою. Для усунення можливих помилок, нами було проведено спеціальне вивчення її вікової і статевій мінливості [121], що показало високий ступінь спадкування вибраного фена в деяких популяціях.

За даними Є. Фадєєва [420], розселення кабана у європейській частині колишнього СРСР відбувалося у північному напрямку – із білорусько-литовського осередку в район верхньої Волги, північно-східному – із білорусько-брянського осередку в Калузьку, Орловську та на південь Московської області та східному – із білорусько-українського осередку в Білгородську, Тульську, Курську і, через вододіл Дніпра, у басейн Дона. Але спеціальних досліджень з цього питання не проводилося, а велика інтенсивність робіт з інтродукції у різних місцях, ставить під сумнів саме існування зазначених переміщень. За оптимальних умов існування, що має місце в центральних ділянках ареалу, кабан є досить осілою твариною. Спостереження в російському лісостепу за 168 міченими тваринами показали [438], що молоді

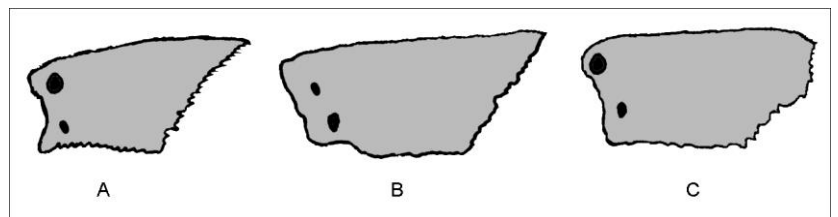
самки після досягнення статевої зрілості недалеко відходять від місця свого народження, а щорічний приріст індивідуальної ділянки існування дорослих самок варіює від 0,5 до 3,4 км² (в середньому – 1,1 км²). Це свідчить про перехід свиней до майже осілого способу існування. Подібна ситуація спостерігалася в США, де кабани за рік віддалялися від місць випуску всього на 3,7-10,8 км, в середньому, – на 4,2 км [600]. Але, в місцях з інтенсивним полюванням спостерігалася їх більша рухливість. У Франції 67 із 230 мічених кабанів за 6 років максимально пройшли 40 км. Основна ж кількість тварин перемістилися на 20 км, причому самки не віддалилися від місця постійного проживання більш ніж на 5 км, але понад 25% кабанів упродовж року покинуло материнську ділянку [617]. У Польщі із 507 мічених кабанів, незважаючи на посилену підгодівлю, окремі особини перемістилися на 250 км. Притік тварин по відношенню до осілих у різні роки складав 51-113%, а відтік – 37-94%. Причому більш ніж 60% емігрантів були тваринами річного віку [491]. На території колишньої НДР, де було тавровано 3334 кабана, молоді самці у віці 1⁺ року віддалялися від місця мічення на 8 км, тоді як самки – на 2 км. Причому самці мали два піка міграцій – у квітні-травні після народження поросят і у жовтні-грудні в період інтенсивного полювання. Серед самок мігрували переважно тварини віком 1⁺ рік, а у старших за 2 роки міграцію взагалі виявити не вдалося [630].

Мігруючі тварини являються носіями відповідних генотипів і їх важливе еволюційне значення не викликає сумнівів, але вони відчують на собі і весь вплив нових умов існування. На межах ареалу самотні кабани спроможні долати досить великі відстані. Так, у 1953 р. в Архангельській області було добуто молодого самця на відстані 700 км від північної межі поширення виду. Ця подія була настільки неймовірною, що тварину спочатку сприйняли за здичавілого свійського кабана [434]. У 1965 р. у Фінляндії було зареєстровано першу зустріч кабана, який доплив до острова у Ботнічній затоці і помер від знесилення.

Пізніше серед перших мігрантів було встановлено 65% самців, 7% – самок і 28% тварин невідомої статі [519].

Інтенсивне освоєння диким кабаном у 60-70-х рр. XX ст. півдня України, дозволило припустити участь у цьому процесі мешканців різних регіонів. На території Буковини, як одного з центрів природного розселення кабана, нами були виявлені тварини 3 характерних фенотипи (рис. 4.9), які дуже розрізняються між собою. Найчастіше в північне Причорномор'я проникали кабани фенотипу В и С, які в аборигенному буковинському осередку зустрічаються з частотою біля 81 %. Кабани, яких у 1967/75 р. добували в північних районах Одеської області, були представлені переважно цими фенотипами. Пізніше, унаслідок схрещування прикарпатських кабанів із

Рис. 4.9. Форми луски слізної кістки кабанів із Буковини.



представниками інших генотипів, скрізь стали домінувати кабани гетерогенного походження. Проте, періодично сюди продовжують заходити тварини із Прикарпаття, здійснюючи панміксію між аборигенним осередком і причорноморськими угрупованнями виду. У 1998-2000 р. на півночі Одещини було добуто декілька самців у віці 11-19 місяців що відносились до фенотипу С. Цікаво те, що серед 86 досліджених нами кабанів із Приазов'я, один сікач також відносився до зазначеного фенотипу (рис. 4.12). Подальшими дослідженнями вдалося встановити, що буковинських кабанів випускали у Дніпропетровській області. Вірогідно, це був один із тих самців, якому за 5 років (1968-1974) вдалося досягти Старо-Бердянського лісу (Мелітопольський р-н) і подолати шлях по прямій у 203 км [116].

Інтродукція у гірському Криму далекосхідних кабанів (*S. s. ussuricus*), які

характеризуються майже квадратною формою луски слізної кістки (рис. 4.10),

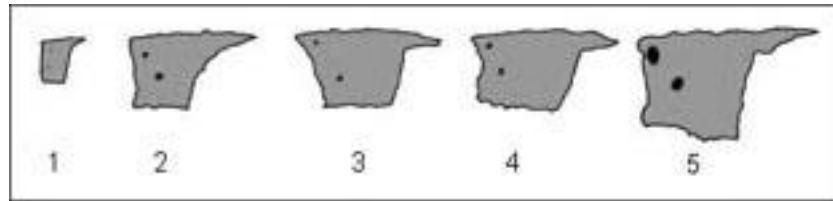


Рис. 4.10. Спадкування кабанами кримської популяції форми слізної кістки з віком: 1 - 2 місяці; 2- 10 місяців; 3- 20 місяців; 4- 45 місяців; 5- 68 місяців.

призвела до формування генетично одноманітної популяції. Незважаючи на наступні випуски тварин із Воронежської та Чернігівської областей (табл. 4.2), як наслідок поглинального схрещування, зараз в регіоні існує відносно мономорфне угруповання виду за фенотипом. Вплив тварин кримської популяції на формування інших степових популяцій довести не вдалося. Навіть кабани, що проникли у Присивашся, де проходить зона інтерградації між рівнинними і гірськими угрупованнями, скоріше походять із Придніпров'я. У всякому разі, між кабанами із Джанкойського р-ну і пониззя Дніпра спостерігається велика подібність за фенотипом, (рис. 4.11).

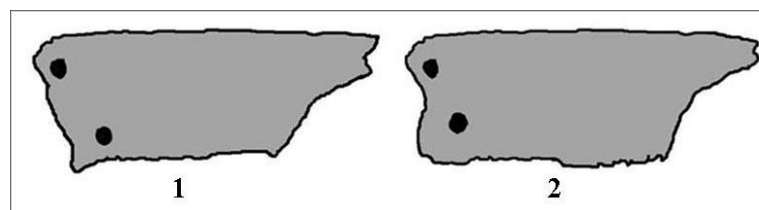


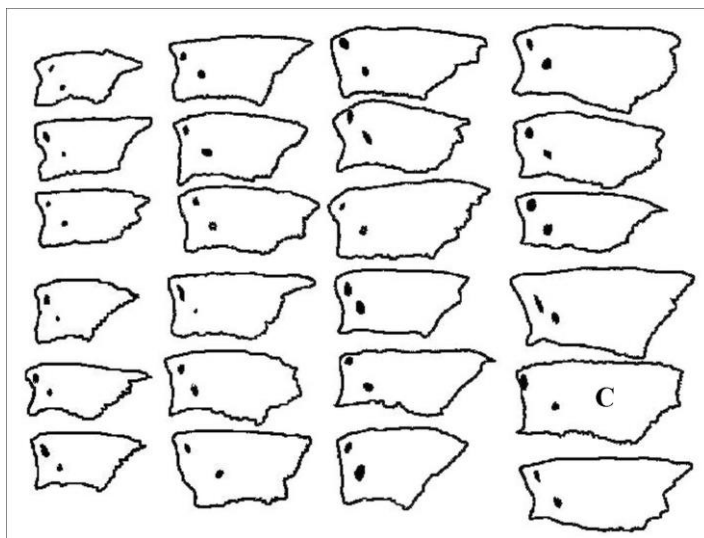
Рис. 4.11. Типова форма луски слізної кістки у кабанів:

1 – с. Буркути (Херсонська обл.); 2 – с. Пшеничне (Джанкойський р-н, Крим).

Таким чином, зараз у гірсько-лісовому Криму існує самостійна, за термінологією В.М.Беклємішева [36], незалежна популяція. Її характерною рисою є залежність динаміки чисельності від власної репродукції і несуттєвий вплив на неї мігрантів. Натомість, у Приазов'ї спостерігається відчутний вплив кабанів із різних угруповань, що зумовлено накопичуванням мігрантів і

спрямованості міграційного потоку морським узбережжям. Тут спостерігається значний поліморфізм тварин за формою слізної кістки (більше 20 різновидів), але немає жодної, схожої на таку, що зустрічається у кабанів гірського Криму (рис. 4.12). За даними наших респондентів, кабанів неодноразово зустрічали у Азовському морі на відстані 30 км від берега, які пливли від коси Довгої (Росія) у напрямку м. Бердянська. Окрім того відомо, що окремі кабани з Кубані періодично по льоду Керченської протоки заходять на косу Тузла і перепливають Керченську протоку.

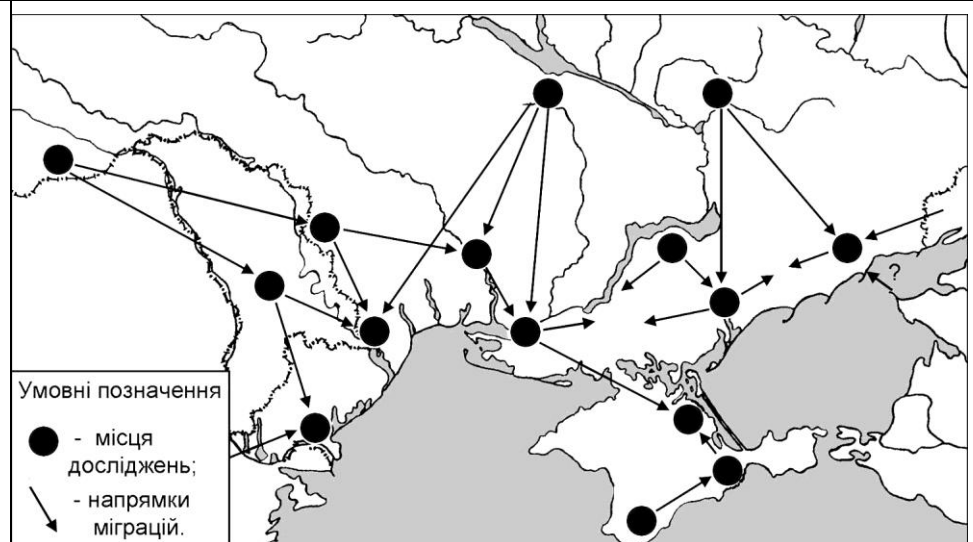
Рис. 4.12. Різновиди форми луски слізної кістки у кабанів із Приазов'я.



Загалом міграція кабанів мала виключно важливе значення для відновлення історичної межі ареалу та формування південних угруповань. Особливо помітний вплив на Лівобережжі створювали мігранти із Самарського лісу та пониззя Дону; на Правобережжі визначна роль належала кабанам із Чорного лісу та державного мисливського господарства “Голоче” на Кіровоградщині. На цей час являється помітною міграція тварин із пониззя Дніпра у степовий Крим та Приазов'я. На південному заході України визначну роль у формуванні просторової структури популяції відіграють буковинський, нижньодунайський, румунсько-басарабський осередки, мігранти з яких періодично проникають у степові райони (рис. 4.13). Звичайно, завжди існували і менш суттєві міграційні шляхи. У Херсонській і Миколаївській області періодично спостерігаються

переміщення кабанів між Інгулецькими плавнями і низьким Дніпром, між Катеринівським і Чорним лісами, між Володимирським лісом і Базавлуцькими плавнями та інші. За сучасних умов, коли спостерігається скорочення

Рис. 4.13. Відомі напрямки міграцій дикого кабана в 1968/88 рр.



чисельності кабана внаслідок його інтенсивного переслідування, напевно виникли і інші міграційні напрямки. Таким чином, за рахунок міграцій тварин із різних регіонів та як наслідок інтродукції, було відновлено історичний ареал кабана і сформовано генетично поліморфні південні популяції виду [111, 116], які, попри різноманіття генетичного складу, стають фенетично подібними. Наявність же регуляторних механізмів онтогенезу сприяє подальшому накопиченню мутацій у прихованому стані і призводить до прогресивного ускладнення генетичної структури.

Міграції також мали суттєве значення у формуванні південних популяцій європейської козулі. При дослідженні впливу тварин інших регіонів на формування степових популяцій, окрім форми слізної кістки, ми використовували й інші фени, зокрема, таку добре успадковану ознаку, як форму рогів. Застосовуваний у Прибалтиці аналіз варіації розмірів і розташування отворів у лобовій кістці [294] виявився непридатним для наших цілей, тому що у цих фенів був виявлений дуже високий поліморфізм – більше 10 варіацій із 1 географічної популяції. З'ясувалося, що у Прикарпатті переважають козулі

фенотипу В (63,6%) із клиноподібними розбіжними рогами; рідше (по 18,2%) зустрічаються тварини з кошикоподібними (фенотип D) і ліроподібними (фенотип E). У Причорномор'ї ж чисельно домінують тварини фенотипів E (44,4%) і F (33,4%) з рогами форми "перетягнена ліра", який узагалі нами в Буковині не виявлений. Абсолютна несхожість була виявлене між козулями цих регіонів і за формою слізної кістки. Зате остання виявилася дуже схожою у ссавців із Центральної Молдови і з північних районів Одеської області. Тому немає жодних сумнівів у тому, що причорноморські угруповання козулі були сформовані мігрантами з Молдови і Подолії, де зазначений вид не зникав із теріофауни зовсім; на південному заході; у Придунав'ї безумовно певний вплив на цей процес створювали звірі з румунської Добруджі. Адже відомо, що, незважаючи на осілий характер мешкання козуль, деякі особини у стислий термін здатні долати незначні відстані. Найбільше від місця народження віддаляються тварини чоловічої статі: 1 самець річного віку подолав 32 км, 8-місячний і старий самці – 25 км; 2-літня самка пройшла за рік 20 км, хоча пересічні показники для одностатевих самців складали 2.3 км, дорослих – 2.4 км; для молодих самок – 1.4, для дорослих – 2.0; для телят – 0.6 км [605]. Цікаво, що відновлення та розширення ареалу козулі в Україні співпало у часі з таким, що відбувалося на північній межі ареалу у Феноскандії [602], а також зі зростанням чисельності у сусідніх Польщі, Угорщині, Чехії, Словаччині та Румунії, де вирощували на фермах та розселяли упродовж 1959/68 рр. по 500-700 особин на рік [627].

Масова міграція перших лосів відбувалася з Білорусії і Росії на Україну (1947/48 рр.) виключно у південному і південно-східному напрямках, і була наслідком виселення тварин з лісової зони через високу щільність населення в оптимальній частині ареалу. Висока здатність до долаття перешкод зробили міграцію цього виду дуже відмінною від міграції інших тварин. Хоча лосі і притримувались лісових біотопів, але вимоги до них вони пред'являли невисокі.

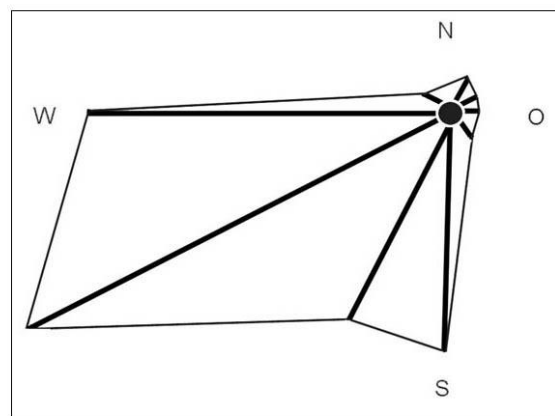
Зростання чисельності нових популяцій стимулювало рухливість тварин, чому також сприяла слабка населеність ними угідь у периферійній зоні ареалу. На північній межі поширення виду в 1955/59 р. це призвело до їхньої частої появи навіть у Санкт-Петербурзі і Москві [399]. За результатами мічення лосів, найбільше прив'язаними до одного місця є вагітні самки і самки з телятами; їхня індивідуальна ділянка в окремі роки взимку не перевищувала 30-40, а влітку – 300-400 га (за 3 роки – 1,4 тис. га). Дорослі самці за 2 роки освоювали ділянки площею 5,5 тис. га і за 10 місяців долали відстань у 21 км, максимум – 90-125 км [22, 498]. Ялові самки також спроможні переміщатися на великі відстані; за літо одна пройшла 25 км, а інша таку відстань переборола за 3 дні [324]. Натомість, в Швеції серед мічених 43 дорослих самок і 15 лосенят значних переміщень і динаміки в розмірах індивідуальної ділянки влітку виявлено не було, але варіація серед дорослих самців була значною і складала 0,9-30,3 км² [505].

На південній межі ареалу в Україні, де придатних біотопів для існування лосів дуже мало, а площі їх обмежені, міграції тварин спостерігалися у всі сезони і навіть взимку [9]). У Приазов'ї вони мали домінуючий напрямок з північного сходу на південний захід під кутом $204,3 \pm 6,4^\circ$. Це цілком відповідає загальному напрямку міграції лосів з лісів, розташованих у заплаві Сіверського Дінця у межах Харківської і Донецької областей. Оскільки зазначені матеріали отримані за умов спостереження за різними мігруючими тваринами ($n=131$), то вони відтворюють лише загальну тенденції експансії тварин у Приазов'є (рис. 4.14).

Звичайно, частина лосів у район досліджень мігрувала і з Луганської області, але, зустрівши непереборну перепону у вигляді Азовського моря, була змушена рухатися вздовж його узбережжя. Такі випадки нам відомі, коли тварини з'являлися на Кривій косі та в інших приморських місцях. Упродовж міграцій лосі накопичувалися у деяких штучних лісах, що зустрічалися їм на шляху. Утворення стад із 7-16 тварин відомі нам із Старо-Бердянського, Велико-Анадольського та Кам'янсько-Дніпровського лісництв. Потім частина тварин

залишалась, а частина, через декілька днів, а, іноді, і тижнів мандрувала далі.

Рис. 4.14. Панівні напрямки міграції
лося на південній межі ареалу у
Приазов'ї (%) у 1969/79 рр.

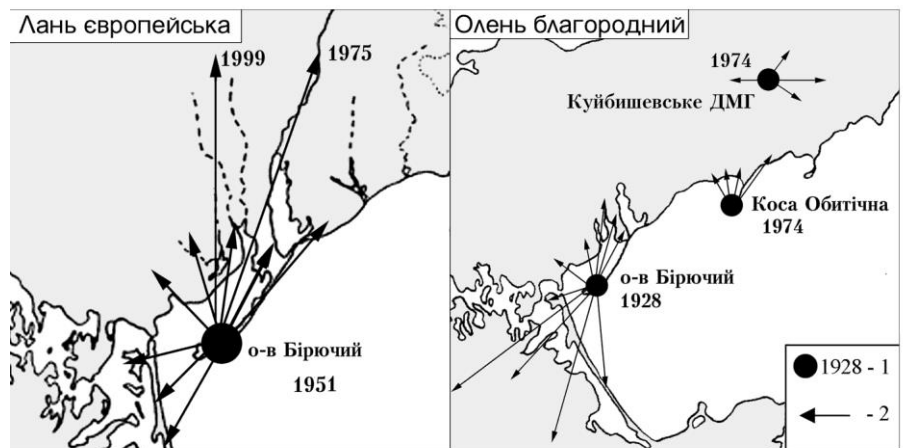


Безперечно міграції великих ссавців відіграли суттєву роль у формуванні південних популяцій. Але цьому процесу також сприяло запровадження дуже суворих охоронних заходів – від кримінальної відповідальності до засудження браконьєрства засобами масової інформації, як негативного аморального суспільного явища. Але зараз, як наслідок соціальних негараздів, спричинених зміною державного устрою та капіталізацією економіки, на півдні з дуже обмеженою площею придатних біотопів, міграції, насамперед, копитних втратили своє минуле значення. Особливо це помітно на представниках родини Cervidae, яким властивий значний територіальний консерватизм. У дорослих благородних оленів максимальна площа індивідуальної ділянки становить 500 га [565]. Високе уподобання до території також спостерігається у молодих особин, оскільки, за результатами мічення, через рік 70% їх виявили в місцях народження [620]. Оскільки на півдні України благородні олені з 1918 р. мешкають в Гаврилівському ДЛМГ, з 1928 р. – в Азово-Сиваському природному національному парку (ПНП), а після 1974 р. – у Куйбишевському ДЛМГ, Приморському лісгоспі і в інших місцях, то теоретично існує велика можливість і вірогідність утворення нових угруповань у штучних лісах за рахунок мігрантів. Але, незважаючи на тривалий термін існування зазначених угруповань виду, мігруючим тваринам ніде не вдалося сформувати жодного осередку (рис. 4.15).

Головна причина цього полягає масовому винищенні тварин людьми у будь-який спосіб. Лише окремим оленям вдавалося прожити в нових угіддях упродовж декількох місяців.

Подібна доля спіткала і лань – в окремі роки за межі Азово-Сиваського ПНП виходило до 50 особин щорічно, а у 2003 р. – понад 150. У степовій зоні цей вид дуже схильний до міграцій (рис. 4.15), котра набуває особливої інтенсивності у жовтні - листопаді упродовж гону тварин. Але переслідування ланей, яких разом з оленями, до того ж не обліковують на суміжних територіях і які, мов би, не існують тут зовсім, також дуже значне. Більш, ніж за 50 років з

Рис. 4.15. Невдале розселення оленячих:
1 – місце і рік I-го випуску тварин;
2 – напрямки міграції і її відстань.



часу інтродукції лані на косі Бірючий о-в, лише одному рогалю у 1975 р. вдалося дійти до Старо-Бердянського лісу, а іншому у 1999 р. – до урочища «Трудове» Мелітопольського ДЛМГ, здолавши шлях близько 100 км. Всі мігранти, сукупна чисельність яких становила декілька сотень особин, були добуті випадковими людьми. Заради правди, треба сказати, що окремі тварини і навіть пари ланей за межами постійного мешкання в окремі роки змогли проіснувати 4-6 місяців. Зазначена ситуація спостерігається і в інших південних районах. Інтродуковані у 1995 р. в угіддя Вільнянського р-ну Запорізької області 8 особин лані та 14 муфлонів були винищені упродовж року. За усним свідченням І.М.Шейгаса, угруповання лані, створене штучно у 1996 р. у Костогризівському лісництві на Херсонщині, проіснувало всього 1 рік. Після випуску у 1999 р. на території

Старо-Бердянського лісництва біля м. Мелітополя Запорізької області, 3 самці лані мігрували до Астраханського лісу і були винищені упродовж поточного року. Більше поталанило 16 тваринам на прикордонному о-ві Татару (р. Дунай) біля м. Ізмаїла, інтродукцію яких було здійснено у 1994 р. – в 2000 р. нами тут було обліковано 4 особини. Всі мігранти цього угруповання, які періодично, особливо під час повеней 1999-2000 рр., проникали на о-в Кислицький (Україна), були знищені бракон'єрами [110].

Формування південної межі ареалів та сучасних популяцій у хижих, менш вимогливих до умов існування ніж копитні, відбувалося за інших обставин, але за подібним сценарієм. Південна межа штучно створеного ареалу єнотоподібного собаки, сформувалася як результат розселення інтродукованих тварин [352]. Зважаючи на моногамію і на те, що площа індивідуальних ділянок дорослих самців та самок однакова і влітку становить 250-1124 га, видається що ці тварини не дуже схильні до міграцій. Але за результатами мічення у Фінляндії [535], упродовж 1,5 року більшість тварин (59%) перемістилося на 2-10 км, а 18% – майже на 23 км. Причому молоді самці розселялися на більшу відстань ніж самки. В Росії середня довжина переміщення єнотоподібних собак за добу коливалась від 0,6 до 7,3 км [12]. Звичайно, певне значення для міграцій також мають індивідуальні особливості. Оскільки у південному регіону було створено декілька потужних осередків існування виду (молдавський, південний та північно-східний), між якими періодично здійснювалися випуски невеликих партій, формування межі ареалу відбулося дуже швидко. Від часу появи єнотоподібного собаки на сході азовського узбережжя у 1948 р. до його виявлення у дунайській дельті на заході у 1958 р. пройшло всього 9 років [352].

Цікаво відбулося формування українського осередку шакала [437]. Для цього виду характерні нерегулярні сезонні міграції на відстань 50-100 км від постійного місця існування, а окремі – навіть до 1250 км [171]. Відповідно до літературних джерел, майже усі відомі заходи тварин за межі ареалу спочатку

здійснювалися самцями. Із загальнобіологічної точки зору це закономірно і є результатом статевого добору, хоча частіше спостерігається у полігамних видів, таких як лисиця, кабан, благородний олень і інших за високої щільності населення. Шакал, як вовк і єнотоподібний собака, схильний до моногамії і спроможний мігрувати парами, що для освоєння видом нових територій має велику перевагу в часі. Саме такий випадок був зафіксований нами у дельті р. Дністра [124, 354], де спочатку оселилися дві пари шакалів. У подальшому їх нащадки стали основою для подальшого формування українського угруповання виду. Враховуючи відому прихильність шакала до заплав річок та морського узбережжя, слід передбачити подальше зростання чисельності шакала і формування східно-європейської популяції на території республіки Молдова та південно-західної України. Цьому сприяє штучне покращання умов існування для всіх собачих, яке склалося унаслідок заростання необроблюваних полів бур'янами, степових річок і верхів'я лиманів очеретом через евтрофікацію, створення великих за площею водно-болотних біотопів у місцях виливання води з меліоративних систем (Стенцовсько-Жебріянські плавні р. Дунаю, оз. Сиваш тощо). Суттєвим також є загальне скорочення тиску полювання на угруповання хижих ссавців, загальне збільшення чисельності виду поза межами України та притік мігрантів із сусідньої Румунії. З погляду на початок періоду високої зволоженості у Північній півкулі, у XXI ст. очікується зростання продуктивності водно-болотних екосистем [280], які для багатьох хижих ссавців є основними біотопами серед панівних агроценозів. Це може сприяти покращенню умов існування шакала і інших хижих ссавців.

Поряд із добре вираженими сезонними міграціями, що охоплюють значні території, добре поширені менше помітні переходи звірів із одних стацій в інші. Особливо це характерно для степової зони, де після збирання врожаю різноманітних сільськогосподарських культур, майже одночасно і різко погіршуються харчові та захисні якості біотопів на великій площі.

4.5. Загальні закономірності у формуванні південних популяцій макромамалій і меж ареалів. Одним із самих традиційних узагальнень в теорії ареалу є уявлення про закономірну зміну умов, що сприяють поширенню виду на певній території – в центральній частині ареалу знаходиться район з оптимальними умовами існування, що визначає високу і стійку чисельність організмів. Далі від нього знаходиться зона середніх умов з менш стійкою чисельністю і на периферії ареалу – зона песимуму, де вид спостерігається рідко і має спорадичне поширення [20, 147, 398]. Південні райони України для більшості крупних ссавців є окраїнними частинами ареалів, де ми виділяємо оптимальні, другорядні і тимчасові біотопи (рис. 4.16). Для більшості наземних видів до оптимальних можна віднести ліси та великі болота у заплавах рік, до другорядних – плантації шовковиці, виноградники, полезахисні лісосмуги, садки, незначні зарості гігрофітної рослинності тощо, до тимчасових – агроценози. До останніх можна також віднести і меліоративні канали для ондатри, видри і норки, більшість з яких вивільняється від води на термін близько 6 місяців – з листопада по квітень включно. Щорічна пульсація якісних характеристик тимчасових біотопів, менш часта – другорядних створює коливальні рухи в екосистемах. На півдні, де більшість біотопів представлена агроценозами, вони відбуваються одночасно на значній території в процесі виконання сільськогосподарських робіт. Останні мають сезонний характер, обумовлений особливостями вегетації рослин і технологією виробництва. То ж після збирання врожаю, середовище існування багатьох видів руйнується, а після сівби – відновлюється. Оскільки ієрархії ритмів любої системи відповідає ієрархія критичних рівнів [194], то, на тлі регулярної пульсації середовища, це призводить до переселення великої кількості тварин у стислий термін та їх накопичення в оптимальних і другорядних біотопах. Хоча це штучне явище вже триває майже 100 років, воно не призвело до формування у ссавців здатності до упереджувальних міграцій. Тому в угрупованнях видів, які віддають перевагу

агроценозам, під час руйнації середовища спостерігається значне зростання смертності, що знижує ефективність відтворювання.

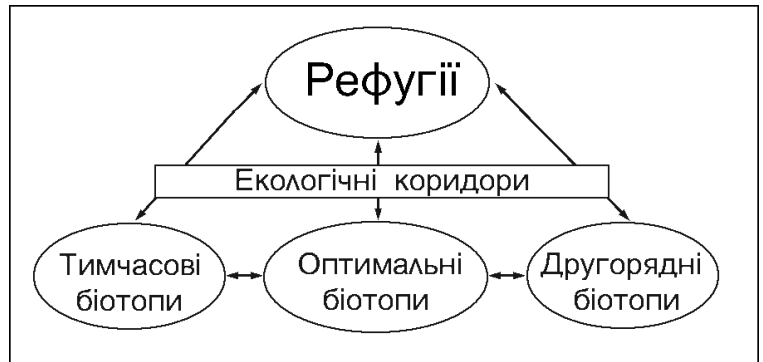
Коливання чисельності тварин супроводжуються мінливістю їх розподілу у різних місцях ареалів, але особливо інтенсивно це відбувається поблизу їхніх меж, що проявляється у виникненні незаселених ділянок і появи невеликих ізолятів. Відносно суцільна їх заселеність відновлюється упродовж різного часу за рахунок розмноження і розселення уцілілих особин. В області “пульсуючих” околиць цей процес має затяжний і переривчастий характер.

Для популяцій копитних, які мешкають у південних районах, типовою рисою є невелика площа оптимальних біотопів, велика відстань між ними та, відносно, невисокі якісні характеристики (слабка захищеність, незначна віддаленість від населених пунктів, низьке видове різноманіття рослин взагалі і харчових видів зокрема тощо). Плямисте розташування незначної кількості степових ділянок в районі досліджень, відокремлених одна від одної агроценозами, має негативне значення для угруповань вузькоспеціалізованих ссавців (сліпаки, ховрахи, тушкани, тхори та інші). Внаслідок потенційно небезпечних наслідків інбридингу та погіршення умов існування, всі вони зараз стали рідкісними і потребують нашої турботи через низьку спроможність до відновлення.

Традиційне пояснення периферійної диференціації обумовлене послідовним впливом хвиль поширення різних форм із основного ареалу виду [398, 439], причому більш ранні форми зберігаються як реліктові подібно до островів відділених від материка. Для копитних, експлуатація угруповань яких упродовж тривалого часу здійснювалась без певних обмежень, ефективна руйнація ареалу розпочиналась з периферії. Натомість відновлення відбувалось в процесі самостійного заселення тваринами спустошених просторів від рефугій у різні боки, що спричинило і формування окраїнних ділянок ареалу (рис. 4.16). Звичайно цей процес захоплював і незначні осередки існування певних видів, які

вціліли в окремих місцях.

Рис. 4.16. Схема відновлення межі ареалів і формування південних популяцій крупних ссавців.



Таким чином, при вивченні динаміки ареалів великих ссавців вдалося виявити, що раніше їх скорочення розпочиналось з периферії до центру ареалу, а відновлення відбувалось у зворотньому напрямку – від рефугій до окраїн. Ця закономірність ще спостерігалась в ХХ ст., але її неприродність уже була відчутною, оскільки формування периферійних популяцій і відновлення меж ареалів відбулося лише завдяки спеціальних заходів. Серед них найбільше значення мали: а) охорона осередків існування тварин (створення заказників, заповідників, заборона полювання); б) сприяння певним видам шляхом поліпшення умов існування та скорочення чисельності їх трофічних конкурентів і ворогів; в) інтенсивне штучне розселення. Зараз же, завдяки фрагментації основних біотопів та винищення тварин, зникнення стало загрожувати їм не лише на периферії, а й в центрі ареалу. За таких умов самостійне відновлення меж ареалів і формування нових популяцій, насамперед копитними, дуже ускладнилося, а для спеціалізованих видів взагалі стало неможливим. Упродовж ХХ ст., за незначним винятком, практично всі скорочення ареалів і розселення більшості крупних ссавців відбувалися і відбуваються під впливом антропогенного фактору і визначаються державною політикою, рівнем розвитку економіки та культури.

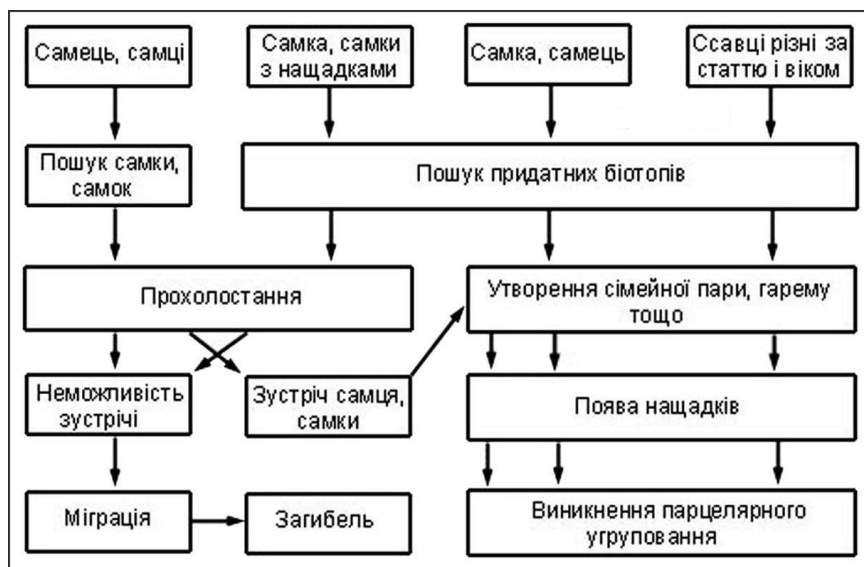
Накопичені за ХХ ст. матеріали дозволили встановити амплітуди коливання видових ареалів і виявити їх найбільш стійкі ділянки. Для великих ссавців ними

виявилися лише гірські ліси Карпат, Криму і заболочені райони Полісся, для середніх – ще й заплави великих рік. Для стійких частин ареалів характерними являються: 1. оптимальне поєднанням природних факторів упродовж тривалого часу, які у значній мірі відповідають біологічним потребам тварин; 2. достатньо велика площа придатних біотопів, яка для задоволення усіх потреб у різних видів тварин є неоднаковою. Звичайно окраїни і центральні частини можуть сильно відрізнятися за екологічними умовами, проте вони пов'язані історичною та генетичною природою існування в одному моноліті видового ареалу. Оскільки біотичний бар'єр нерідко є більш суттєвою перепорою ніж абіотичні умови, розселення лабільних видів стає більш можливим або полегшується при антропогенному порушенні ландшафтів, яке приводить до руйнації ценозів, втрати їх стійкості та зниженню насиченості видами.

Порівняння параметрів розподілу тварин у межах одного таксону показало, що самці і самки при розселенні можуть притримуватись різних стратегій. У копитних частіше усього відселяються молоді статевозрілі самці, які програли шлюбні поєдинки або в районі існування яких на час періоду парування відсутні статевозрілі самки. Це властиво дикому кабану, всім видам оленячих (навіть у схильного до моногамії лося, самці, що залишилися без пари, мігрують і, до того ж, виявляють високу агресивність до людей, автомашин, свійських ссавців). Ссавці з високою стадністю розселяються шляхом відокремлення груп, а з низькою – індивідуально або парами. Все це пов'язано з соціальною структурою, популяційною динамікою та генетикою популяцій [575]. Тому, дорослі самці кабана частіше всього мігрують поодиночці, молоді самці – групами, а самки – разом з поросятами. Самці ланей, козуль, лосів, благородних і плямистих оленів, зазвичай, розселяються у складі одностатевих груп, що можуть складатися з різної кількості тварин як молодого, так і старшого віку, або поодинокі. Теоретично їх подальша еволюційна доля на межі видового ареалу (рис. 4.17) складається двояко: або вони знаходять самок і

Взагалі стратегія самок і самців макромалій принципово відрізняється між собою. Самці, здебільшого, переміщуються у пошуках самок, самки ж при

Рис. 4.17. Популяційна
доля мігрантів на
межах ареалу.



розселенні зайняті пошуками придатних біотопів. Тому виникнення окраїнних південних популяцій, формування їх просторової, вікової та статеві структури, а також периферійних ділянок ареалу тісно пов'язані між собою. У випадку зустрічі самців з самками в період еструсу останніх навіть за межами основних біотопів, вони здійснюють міграцію укупі. Взагалі в швидкості розселення та освоєння нових біотопів плідючі поліестричні звірі мають велику перевагу перед моноестричними і низькоплідними видами.

За умов інтенсивного браконьєрства, угруповання низькоплідних крупних ссавців зберігаються на периферії видових ареалів лише у межах природоохоронних територій та деяких мисливських господарств. Реальний шанс до подальшого існування зберігають також невеликі, не дуже помітні, але мобільні звірі. Такими є хижакі, що лишають мало слідів своєї діяльності, – видра, шакал, кам'яна і лісова куниця, ласка, а потім уже інші види. Завжди менш вдалим були кролі, бабаки та бобри, життєвий цикл яких упродовж року відбувається переважно у норах, За умов зростання елементарного попиту на їх

хутро, м'ясо, жир тощо, більшість угруповань таких тварин були і будуть приречені на зникнення.

Таким чином, узагальнюючи вище наведене, у формуванні південних популяцій та пульсації меж ареалів крупних ссавців спостерігаються такі закономірності:

1. на даному етапі розвитку взаємин суспільства і природи динаміка ареалів відбувається переважно завдяки впливу антропогенного фактору;
2. відновлення та формування популяцій відбувається за наявності відповідних до біології видів біотопів, що можуть знаходитися на дуже великій відстані від уцілілого осередку існування певних ссавців; саме їх кількість, розташування і площа визначають просторову структуру окраїнних ділянок ареалу;
3. скорочення і відновлення ареалу являються протилежними процесами – скорочення відбувається внаслідок знищення тварин та їх біотопів у напрямку від периферії до рефугій, а відновлення – навпаки;
4. розселення крупних ссавців, утворення їх угруповань та тривале існування на периферії ареалів зараз можливе лише за умови їх дбайливої охорони та обмеженого контрольованого використання;
5. при розселенні самці і самки дотримуються різної стратегії – у перших переважає пошук самок, останні опікуються пошуками придатних біотопів;
6. переміщенню тварин, окрім явищ біологічного характеру, сприяє сезонна пульсація захисних і кормових якостей другорядних біотопів, що пов'язано із штучними динамічними процесами в агросистемах;
7. визначні осередки існування крупних ссавців, такі як ліси гірського Криму, Полісся і Карпат у XX ст. втратили свою минулу екологічну перевагу через фрагментацію основних біотопів і доступність багатьох місць;
8. на формування південних популяцій великих ссавців і розширення

їх ареалів суттєвий вплив спричинила глобальна інтродукція великої кількості особин аборигенних і іноземних видів упродовж стислого терміну.

Безумовно штучне і природне розселення збагатило генофонд існуючих осередків існування багатьох видів. У сукупності з «популяційними хвилями» інтродукція представників географічно віддалених популяцій збільшила гетерозиготність багатьох з них, що сприяло підвищенню виживання нащадків та зростанню чисельності. Але вона мала й негативні наслідки, такі як: розселення збудників небезпечних для людини хвороб, окремих паразитів та, особливо, швидко неспрямовану трансформацію важливого еволюційного надбання – генотипів деяких видів.

РОЗДІЛ 5

ДИНАМІКА ПІВДЕННИХ ПОПУЛЯЦІЙ ВЕЛИКИХ ССАВЦІВ

Тривалість існування популяцій великих ссавців забезпечується лабільністю вікового і статевого складу, динамікою біотопного поширення, а разом з нею і просторової структури. Всі ці процеси укупі впливають на динаміку чисельності та створюють необхідні передумови для розселення тварин або пульсації меж ареалів. Але для більшості макромамалій вони відбуваються переважно завдяки охорони, підтримки окремих угруповань, інтенсивності використання ресурсів або байдужості до окремих видів чи запровадження спеціальних методів обмеження їх чисельності та поширення. Суттєво також впливають на динаміку популяцій інші процеси антропогенного та природного походження, що призводять до різких змін умов існування (неперіодичні кліматичні аномалії, руйнація степової біоти, трансформація інтразональних ландшафтів тощо).

5.1. Використання біотопів ссавцями. Формування будь-яких популяцій передбачає освоєння тваринами біотопів, що відповідають їхній біології, тривале перебування в них, успішну репродукцію та виживання нащадків. У сучасному середовищі не менш суттєвим являється набуття навичок з використання агроценозів, штучних лісонасаджень, зрошувальних каналів та інших витворів господарської діяльності людини.

Незважаючи на значну екологічну валентність деяких ссавців, стійкість їхніх угруповань на півдні України дуже обмежена. Це, насамперед, відноситься до добре помітних крупних копитних (козуля, лось, лань, муфлон, олень та кабан). Вони спроможні мешкати в обмеженій кількості біотопів, а їх існування цілком залежить від ступеню використання ресурсів та впливу діяльності людини на середовище. Дуже уразливими виявилися угруповання горностая, європейської норки, лісового і степового тхорів, перев'язки і лісового kota, які в Україні ніколи не зазнавали суттєвого впливу полювання. Здебільшого вони потерпають від

скорочення площі основних біотопів і погіршення їх якості, внаслідок чого тварини змушені мешкати в субоптимальних угіддях. За значної дисперсії особин, ускладнюється зустріч тварин протилежної статі, підвищується рівень смертності – все це негативно впливає на динаміку чисельності і підтримання просторової структури.

Після інтродукції в нашу країну великої кількості диких кабанів підвиду “*ussuricus*” і проникнення тварин з інших районів, на півдні України дуже швидко сформувалася відповідна просторова структура. Якщо на Далекому Сході Росії, вони віддавали перевагу дубово-широколистяним та змішаним кедрово-ялиново-листяним лісам [204] і упродовж року мали змогу міняти основні біотопи [72], то у степовій Україні їх очікувала зовсім інша ситуація. Майже 80% території тут представлено ланами, а сприятливі для кабанів ліси, що мають невеликі розміри і віддалені одне від одного на 50-100 км, займають всього 2,6%. Значні за площею водно-болотні угіддя, що придатні для існування великих угруповань виду, на півдні розташовані переважно у заплавах великих рік. Враховуючи, що і у межах трансформованої степової біоти для відпочинку кабани найчастіше використовують лісові (57,0 %) та водно-болотні угіддя (30,4%), саме їх розташування та сучасний стан якраз і визначають просторову структуру угруповань. Значення інших біотопів для існування південних маргінальних популяцій кабана хоча і не байдуже, але не суттєве (рис. 5.1). Зокрема, у Приазов'ї 57% тварин віддають перевагу щільним насадженням із татарської жимолості, в'яза, скумпії, дуба, сосни тощо. У Чорноморському біосферному заповіднику кабани найчастіше зустрічаються в соснових насадженнях (85,2%), у дубових колках і заростях терну (17,5%) [295]. У безлісних ділянках Присивашся та більшої частини рівнинного Криму найпридатнішими біотопами для цих тварин являються виключно зарості очерету. У долинах великих річок кабани мешкають у заплавних лісах, використовуючи для відпочинку в осінньо-зимову пору сухі підвищення, острови, дамби, а влітку, навпаки, – болота та узбережжя

озер. В інших країнах основними притулками кабанів також являються ліси, чагарники, водно-болотні угіддя та зарості трави

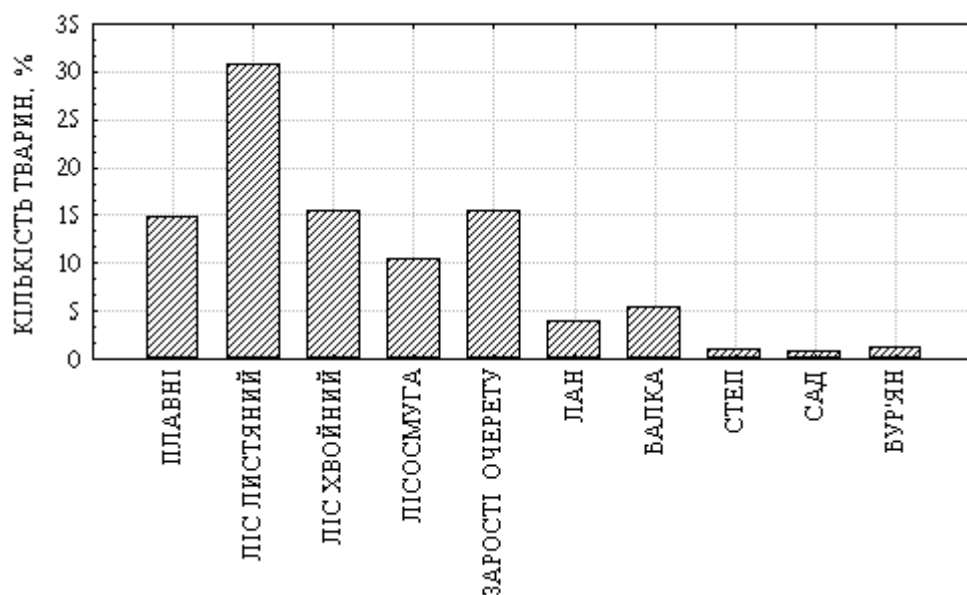


Рис. 5.1.
Біотопний
розподіл дикого
кабана (n=3188).

[528, 548, 619]. Звичайно, що скрізь тварини інтенсивно використовують агроценози, які мають для них важливе годівельне значення. Але кабани можуть існувати і без них – лише за рахунок вживання у їжу диких рослин та тварин [108, 360, 380, 500].

Для більшості представників родини оленячі найбільш характерними біотопами являються лісові угіддя. Незважаючи на появу польового екотипу козулі у Європі [603] та в Україні [156], без дерево-чагарникових урочищ існування зазначеного виду неможливе. На південній межі ареалу європейська козуля постійно зустрічається лише там, де добре розвинута мережа широких та густих полезахисних лісосмуг або є клаптики штучних чи природних лісів. За нашими даними [103], у Приазов'ї більш ніж 76 % тварин відпочиває у лісових біотопах, віддаючи перевагу насадженням з листяних порід. Але під час харчування велика кількість козуль зустрічається на ланах, де охоче годується і, лише іноді, там відпочиває (рис. 5.2). Особливо багато тварин на ланах було зареєстровано у 70-і роки, коли щільність населення на периферії ареалу досягла найвищої позначки за час спостережень. Але все рівно зустрічальність козуль у лісових біотопах на південній межі поширення виду становить не менше 45% і ні

в якому іншому біотопі навіть не наближається до даного показника. У лісостепових районах Росії тварини віддають перевагу дібровам, де було зафіксовано більше 67 % їх зустрічей [309]. У сусідній Молдові з великими площами садів і виноградників, основними біотопами козулі також є лісові угіддя, серед яких найважливішими являються ліси Кодр, заплавні ліси рр. Прута

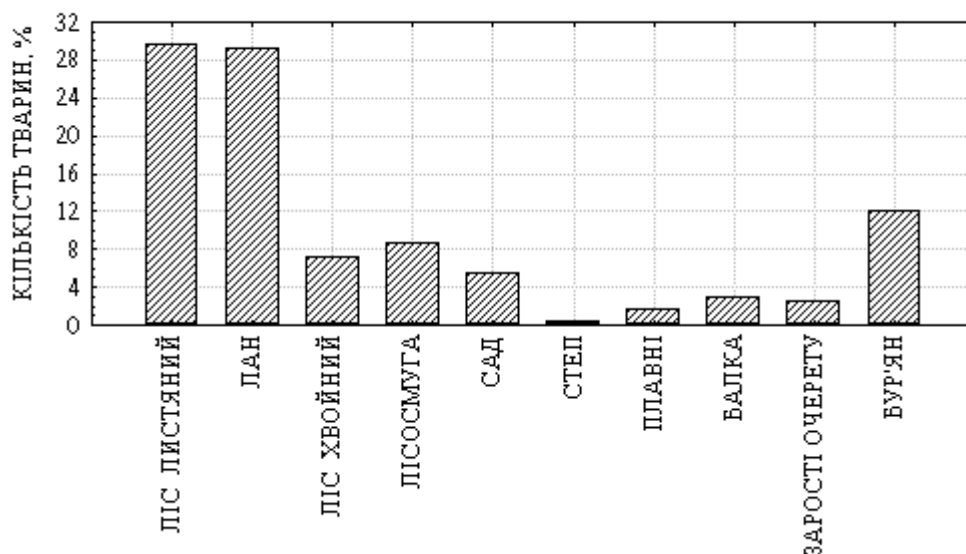


Рис. 5.2.
Біотопний
розподіл
європейської
козулі
(n= 2838).

і Дністра та острівні діброви [416]. За високого снігового покриву, коли виникають ускладнення у харчуванні, велике значення для козуль у всіх регіонах становлять садки [400] і зустрічальність тварин в них узимку зростає [103]. В деякі роки з тривалою зимою козулі можуть завдавати фруктовим деревам значної шкоди [297]. Цікаво, що на північній межі ареалу зустрічальність тварин зазначеного виду у лісових угіддях наближується до такого на півдні України і складає близько 40 % [86].

У 1997-2000 рр., коли в Україні спостерігався значний занепад сільського господарства, на півдні з'явилося багато зарослих бур'янами ланів, що раніше було великою рідкістю. Їх залюбки стали використовувати козулі і кабани для денного відпочинку. Локально такі угіддя мали вигляд суцільного масиву площею 40-300 га. Після розпаювання колгоспних земель і розподілу їх між приватними власниками, кількість і площа таких угідь значно скоротилися і, відповідно, зменшилося їх значення для копитних.

Популяції лося завжди існували у лісовій зоні. У історичний час лише у певні періоди пульсації природних зон його незначні угруповання виникали в інших місцях. Незважаючи на значне розширення європейської частини ареалу наприкінці XX ст. і появу лосів як у тундрі, так і у степу, тварини скрізь притримувалися дерево-кущових асоціацій, віддаючи перевагу заплавам річок [29, 138, 190, 427]. На півдні України поширення лося взагалі мало вигляд окремих островів, розташованих в штучних та природних лісах, сполучених сіткою полезахисних лісосмуг (рис. 5.3). Зустрічальність тварин у лісових біотопах тут перевищує 90%, що не відрізняється від показників, наведених для російського лісостепу [399, 433] та північно-західної тайги [86]. Причому на

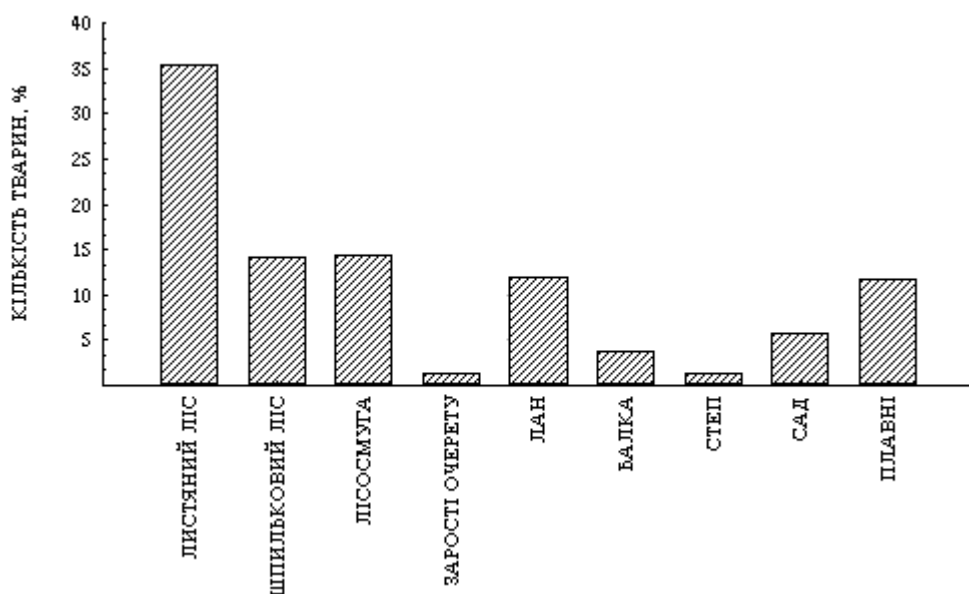


Рис. 5.3.
Біотопний
розподіл лося на
південній межі
поширення виду
(n = 519).

північному сході степової зони у Луганській і Донецькій областях основними біотопами лося являються соснові ліси, а на крайньому півдні – листяні, які розташовані переважно у заплавах річок. Це відповідає нормі реакції виду відносно використання біотопів для тривалого існування, хоча під час міграцій і харчування тварини часто зустрічалися і за межами лісових угідь, зокрема на ланах та в садках. Оскільки на півдні України основних біотопів лося не багато, то суттєвої сезонної динаміки біотопного розподілу тварин встановити не вдалося. Хоча в Білорусії в весняно-літній період тварини віддають перевагу заболоченим змішаним лісам і лукам з чагарниками, а взимку вони концентруються переважно

в соснових стиглих лісах, молодняках та на чагарникових лісових луках [223]. Саме в цих угіддях у лося були встановлені найвищі коефіцієнти вірності біотопу (0,34-1,80) [193].

На півдні України дуже своєрідний вигляд має біотопне поширення благородного оленя. За традиційними уявленнями, основними біотопами цього виду являються ліси. Але, можливо таке тяжіння тварин до закритих ландшафтів не є еволюційним наслідком, а пов'язане з постійним їх переслідуванням і легкістю вилучення за допомогою вогнепальної зброї у відкритій місцевості. У всякому разі, в усіх нових осередках виду у степовій зоні олені досить комфортно почуваються у чагарникових і очеретяних заростях на морських косах та островах. Узагальнені дані, що представлені на рисунку 5.4, лише

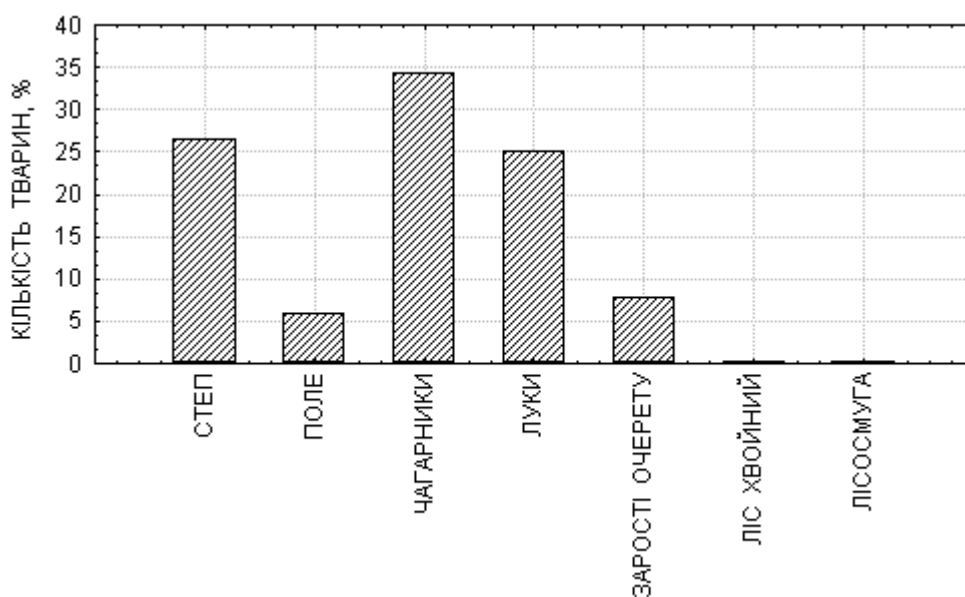


Рис. 5.4.
Біотопний
розподіл
благородного
оленя (n= 4455).

частково відтворюють ситуацію, тому що кожне південне угруповання благородного оленя має різні умови існування. Вони дуже подібні між собою на косах Бірючий о-в, Обитічна та о-в Джарилгач і зовсім відмінні від зазначених у Радинському (Миколаївська обл.), Куйбишевському (Запорізька обл.), Ново-Воронцовському (Херсонська обл.) та в інших лісництвах. Якщо у першому випадку тварини спроможні користуватися лише чотирма біотопами (зарості очерету, приморські засолені луки, ділянки степу та штучні лісонасадження при домінуванні 3-4 порід дерев і чагарників), то в материкових штучних лісах їхні

можливості значно розширюються. Зокрема олені гаврилівської популяції, живуть в умовах дуже низької лісистості (3,4%) виключно за рахунок використання агроценозів [19]. Але, загалом на півдні України тварини доволі часто (зустрічальність > 55%) упродовж року перебувають у відкритих ландшафтах (степ, лан та луки), а потім уже – в лісонасадженнях та очеретяних заростях. Зазначений біотопний розподіл благородного оленя є своєрідним і ніде більше не зустрічається. Подібна ситуація спостерігається і в угрупованнях лані та муфлона, переважна кількість яких на півдні України мешкає в місцях з обмеженими міграційними можливостями на загороджених територіях за посиленої охорони.

Таким чином, у південних рівнинних популяціях, незважаючи на значну перевагу агроценозів, усі копитні під час відпочинку віддають перевагу лісовим насадженням. Найбільш тісний зв'язок з лісовими біотопами спостерігається у загальновизнаного дендрофага лося, найменший – у благородного оленя, лані та муфлона, які мешкають в специфічних умовах морського узбережжя та штучних лісонасаджень степової зони. Звичайно, агроценози являються для всіх копитних ссавців домінуючими біотопами під час харчування в усі пори року, але найбільше – узимку. Зараз це є типовим явищем на території більшості європейських країн [509, 525, 531, 573, 618].

На відміну від копитних, типові представники південної теріофауни добре пристосувались до зміни ситуації у степовій зоні. Скажімо, зараз важко уявити існування русака без посівів озимих культур, які являються його основними кормовими біотопами узимку (рис. 5.5). Але загалом, біотопний розподіл його в степовій зоні цілком залежить від структури домінуючих агроценозів, який, окрім того, змінюється під впливом метеорологічних умов [94, 154, 276, 277, 515]. Це також спостерігається і в інших частинах ареалу. У Західній Європі найбільш частіше зайців зустрічали на ріллі та на ланах з озимою пшеницею, що спостерігалось у Франції [585, 586], Румунії [489], Болгарії [590] та в інших країнах. У Німеччині, незважаючи на виявлену кореляцію між щільністю русака і

площею, зайнятою озиминою ($r=0.5$), у використанні видом упродовж року ланів з іншими культурами суттєвої залежності встановити не вдалося [611].

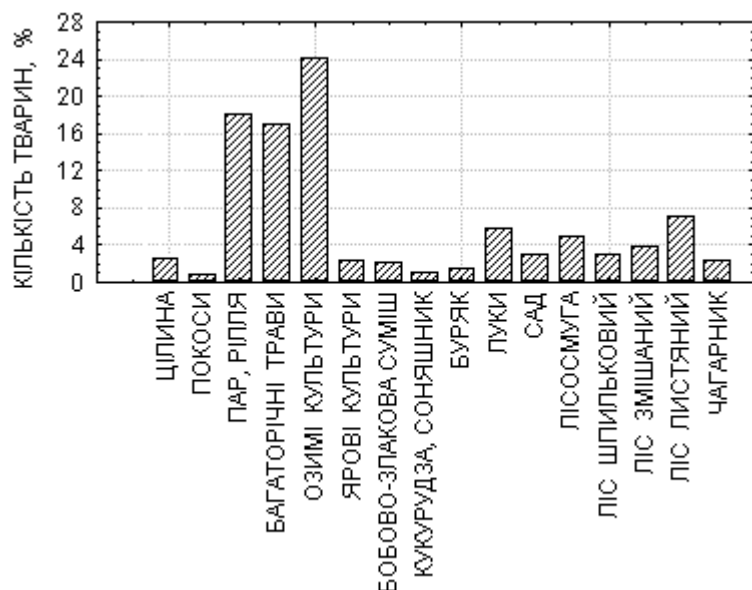


Рис. 5.5. Біотопний розподіл зайця-русака на півдні України ($n=8013$).

На відміну від русака, хижі ссавці пред'являють до місць відпочинку і, особливо для розмноження, більші вимоги. Численний хижак степової зони лисиця для будівництва тимчасових та виводкових жител охоче використовує лісонасадження, греблі ставків, скирти соломи, труби меліоративних систем і навіть лани. Але основна кількість лисиць упродовж більшої частини року знаходиться у заростях очерету. Взагалі біотопний розподіл цього виду на південній межі ареалу і його динаміка є добре вивченим питанням [28, 65, 142, 238; 387]. Цього не можна сказати про інтродукованого єнотоподібного собаку, обмежені відомості про якого можна знайти у невеликій кількості наукових джерел [12, 73, 105, 237]. Ця тварина охоче живе в агроценозах і зустрічається майже у всіх біотопах степової зони, але упродовж всього року найбільшу перевагу віддає річковим заплавам, морським косам й островам з очеретяними асоціаціями (табл. 5.1). Тут тварини найчастіше зустрічаються восени й узимку, коли зазначені угіддя заселяються мігрантами після розпадання виводків. Тяжіння єнотоподібного собаки до водно-болотних угідь відзначено вже з першого року інтродукції [288]. Лише в горах Кавказу зазначений вид виявляє схильність до мешкання в широколистих лісах з пануванням бука, дуба і груші

[24]. В Україні подібні біотопи тварини охоче займають за наявності чи близького розташування водойм з водолюбною рослинністю; особливо суттєве значення мають заплавні ліси. На батьківщині, у Примор'ї і Приамур'ї,

Таблиця 5.1

Сезонна зустрічальність єнотоподібного собаки в степовій зоні України

Біотопи	Весна		Літо		Осінь		Зима	
	абс.	%	абс.	%	абс.	%	абс.	%
Морські коси, острови, узбережжя	14	15,22	23	16,55	38	22,62	11	15,07
Долини річок, береги озер, каналів	31	33,69	38	27,34	77	45,83	32	43,83
Листяні ліси, лісосмуги, байраки	21	22,83	30	21,58	19	11,31	11	15,07
Шпилькові ліси	8	8,70	13	9,35	3	1,79	3	4,11
Сади, виноградники	12	13,04	27	19,42	16	9,52	9	12,33
Агроценози	6	6,52	8	5,76	15	8,93	7	9,59
Р а з о м:	92	100,0	139	100,0	168	100,0	73	100,0

основними біотопами виду є рівнинні трав'янисті луки, де живе більше 80% поголів'я популяції [475], а в лісовій зоні Росії – болотах, береги лісових річок та каналів [12].

Як тимчасові притулки для сну чи виведення молодняку єнотоподібний собака використовує велику розмаїтість жител, демонструючи значну екологічну пластичність (табл. 5.2), однак повсюдно нора є основним типом житла. Лише у водно-болотних угіддях та в заплавних лісах, ці ссавці частіше заселяють дупла упалих дерев, прикореневі порожнечі і охоче будують відкриті гніздоподібні споруди із сухої трави або займають лігва кабанів, хатки ондатри, а також старі і навіть населені бобрами нори. Зрошувальні системи з численними трубами, каналами та порожнинами під бетонними плитами надають звірам особливі можливості для реалізації поведінкового стереотипу. У лісах і на ланах єнотоподібний собака зазвичай оселяється у борсукових і лисячих норах, розташованих як у ґрунті, так і в скиртах соломи; свої він створює лише для

виведення нащадків і може використовувати їх протягом багатьох років. Упродовж вегетаційного періоду в усіх біотопах дорослі звірі і зміцнілий

Таблиця 5.2

Місцезнаходження жител єнотоподібного собаки в Приазов'ї та Причорномор'ї

Біотопи	Тип житла					
	нора		обладнане лігво		просте лігво	
	абс.	%	абс.	%	абс.	%
Заплави річок і ставки	34	20,36	6	7,60	24	26,97
Морські коси й острови	30	17,96	4	5,06	15	16,85
Плавневі ліси	21	12,57	39	49,37	23	25,84
Сади і штучні ліси	24	14,37	2	2,53	7	7,87
Меліоративні системи	9	5,39	17	21,52	10	11,24
Скирти сіна і соломи	27	16,17	5	6,33	3	3,37
Скіфські й інші кургани	19	11,38	-	-	-	-
Старі будівлі	-	-	2	3,53	-	-
Агроценози	3	1,80	4	5,06	7	7,87
Разом:	167	100,00	79	100,00	89	100,00

молодняк не створюють складних притулків, а використовують для відпочинку і сну просте лігво у вигляді невисокої платформи із сухої трави або заглиблення у ґрунті. Упродовж року вони можуть змінювати різні типи жител, причому особливої сезонної закономірності при цьому не спостерігається (рис. В.1). Великий вплив на вибір тварин створює характер біотопу, де мешкає певне угруповання. Взагалі у трансформованих ландшафтах південної України єнотоподібний собака зміг успішно пристосуватися до нових умов, освоївши всі придатні біотопи.

Узагальнюючи цей підрозділ, слід зауважити, що при зміні умов існування, спричиненої інтродукцією ссавців та їх самостійним проникненням із лісової зони в степову, види вибирали локальні біотопи, які найліпше відповідали їх біологічним потребам. Для більшості іммігрантів велике значення мали інтразональні біотопи природного і штучного генезису, використання яких пом'якшувало негативний вплив антропогенного фактору. Натомість, типові

представники аборигенної степової теріофауни втратили значні площі основних біотопів і були змушені задовольнятися другорядними, що призвело до втрати їхніми угрупованнями екологічної стійкості, а також до скорочення чисельності та ареалів. Лише небагато видів (заєць-русак, лисиця, вовк, бабак) виявили здатність до існування у зміненому середовищі, обираючи для мешкання у певні фази біологічного циклу агроценози, а кам'яна куниця взагалі стала домінуючим видом хижих ссавців у населених пунктах.

5.2. Динаміка просторової структури угруповань деяких великих ссавців. Просторова структура має виключно важливе значення для функціонування угруповань тварин. Їй притаманна значна динамічність, яка у різні фази розвитку популяцій зазнає особливо суттєвих змін (табл. 5.3). Серед перших найбільш помітними являються: період освоєння території, коли відбувається формування біотопного розподілу тварин, періоди зростання чисельності та досягнення пікових значень, її стабілізації, а також – депресії. Під час формування українських популяцій кабана (1963/77 рр.), відстань між його осередками стрімко скорочувалась і у 1978/92 рр. досягла мінімальної позначки. За середнього показника $11,2 \pm 1,15$ км, окремі тварини і свині з виводками знаходилися одне від одного на відстані близько 3 км (рис. В. 2). Це стало наслідком високих темпів відтворення, яке притаманне виду, за відсутності негативного впливу полювання і хижаків. Критична межа була обумовлена відстанню між придатними біотопами, територіальною і харчовою конкуренцією. Подібна картина спостерігалася і у більш вимогливої до характеру біотопу козулі, яка, на відміну від кабана, не любить заболочених степових річок без деревно-чагарникової рослинності, але за певних обставин може жити в очеретяних заростях на берегах морських лиманів та у заплавах річок. Взагалі скорочення показника просторової структури (P_c) супроводжується збільшенням щільності популяції. При цьому у багатьох досліджуваних видів угіддя насичуються

настільки, що розподіл особин на території, хоча і не стає регулярним, але індивідуальні ділянки через високу скупченість перекриваються.

Таблиця 5.3

Порівняльна характеристика показників просторової структури (P_c)*
угруповань копитних у південній Україні

Фаза розвитку	Вид тварин	n	$M \pm m$	Limit	σ
Освоєння території	Кабан	28	$41,6 \pm 3,28$	15,2 – 77,4	17,4
	Козуля	32	$44,6 \pm 3,42$	19,0 – 96,3	19,4
	Лось	47	$106,6 \pm 9,12$	13,1 – 300,2	62,5
Пік чисельності	Кабан	20	$11,2 \pm 1,15$	3,1 – 24,3	5,1
	Козуля	32	$8,0 \pm 0,51$	3,1 – 14,8	2,9
	Лось	30	$24,4 \pm 5,67$	3,1 – 135,0	31,0
Депресія популяції	Кабан	30	$51,3 \pm 3,61$	21,2 – 105,0	19,8
	Козуля	29	$12,6 \pm 1,65$	5,2 – 39,1	8,3
	Лось	14	$125,7 \pm 7,02$	90,1 – 183,2	62,5

* P_c – середня відстань (км) між осередками існування виду або місцями тривалого перебування самотніх тварин.

Іншими словами, тварини заповнюють всі придатні для існування біотопи, а субдомінантні особини витісняються з певних осередків і змушені мешкати в песимальних умовах. Цілком очевидно, що за таких умов ссавці відчують усі негативні наслідки, пов'язані з перенаселеністю: нестачу їжі, відсутність необхідної кількості і якості захистків, стрес тощо. До того ж, висока скупченість привертає до себе увагу хижаків і, у сполученні з наслідками перенаселеності, сприяє епізоотіям і інвазіям. Варто додати, що за вираженої агрегованості вона спричиняє за собою вичерпання ресурсів на всій території, яку використовує певне угруповання, і на ній швидко зникають ділянки їхнього поновлення.

Останнє може стати основною причиною повільного відновлення чисельності в періоди, що сліднують за її піками.

Звертає увагу той факт, що формування південних популяцій лося, козулі та кабана відбувалися з однаковою періодичністю і майже повністю співпадали у часі. Зважаючи на різницю у репродукції, особливостях біології тощо, така пульсація чисельності та ареалу за обмеженої кількості придатних біотопів у великих диких ссавців може відбуватися лише завдяки позитивного впливу антропогенного фактору.

Динаміка просторової структури у великих ссавців дуже схожа між собою і у роки депресії чисельності дуже залежить ($r=0.7-0.9$) від розташування біотопів найвищого гатунку. Але вона може суттєво відрізнятись в періоди високої чисельності, коли багато тварин вимушена мешкати у другорядних біотопах. При скороченні площі тимчасових біотопів внаслідок збирання врожаю, насамперед зернових культур, відбувається біотопний перерозподіл більшості ссавців. Це призводить до зростання щільності їх населення у полезахисних лісосмугах та штучних лісах. Наприклад, упродовж серпня-жовтня щільність зайців тут може становити 250-300 особин/1 тис. га проти 10-25 в польових угіддях. У степових районах Росії, за наявності лісосмуг, чисельність русака в агроценозах виростає майже в 12 разів порівняно з ланами де лісонасаджень немає [253, 277].

Загалом просторова структура, з одного боку, залежить від розташування найбільш придатних для виду біотопів та їх площі, а з іншого – від розміру індивідуальної ділянки та здатності тварин до утворення агрегацій. Якщо перше визначається структурою ландшафту та географічними особливостями місцевості, то друге є функцією багатьох похідних, серед яких чи не найважливішими є спадкові реакції на рівні інстинкту. Звичайно агрегація може збільшувати конкуренцію між особинами за корм, життєвий простір тощо, але вона в цілому сприяє зростанню рівня виживання. У тварин, об'єднаних в групу, порівняно з одинаками, спостерігається скорочення рівня смертності від впливу кліматичних

умов, хижаків тощо, оскільки в групі зменшується площа контакту з середовищем по відношенню до маси окремої особини. Ступінь агрегованості варіює і дуже залежить від біології виду та екологічних умов, тому як за низьких, так і за дуже високих значень він може мати лімітуючі властивості. Цю залежність називають принципом Оллі [315].

5.3. Стадність та її мінливість. Серед великих ссавців найвищою формою агрегованості є стадність, яку вважають за пристосування тварин до найбільш оптимального існування в конкретних екологічних умовах [426]. Утворення й тривале існування стад є важливою функціональною здатністю популяцій, що сприяє груповому добору та обміну інформацією [302, 640]. Сама стадність залежить від типу статевих зносин, плодючості, щільності тощо і є відображенням взаємовідносин тварин і середовища. Таким чином стадо є дискретною частиною соціальної і просторової структури популяції. Провідні фахівці [165, 171, 302, 580] показник стадності вважають за індикатор демографічного стану популяцій, що позитивно корелює з їх чисельністю. Але, скоріш за все, розмір стада є показником не чисельності, а щільності [72, 433, 589], яка дуже залежить від сезону і типу біотопу [223]. Наскільки це вірно по відношенню до південних угруповань, ми спробуємо висвітлити у наступних підрозділах.

На півдні у період освоєння тваринами території найменший пересічний показник стадності спостерігався у лося, найвищий – у козулі (табл. 5.4). У останньої це пов'язане з незначною площею відповідних біотопів на південній межі поширення виду, накопиченням в них тварин за ефективної репродукції та відсутності полювання. Для порівняння, на півдні лісової зони Росії стадність козулі становила 2,4 при максимумі у березні – 3,1 [312], а у Балтії – 1,7 [358]. Цікаво, що у таких різних за відтворювальною здатністю видів як козуля і кабан, у періоди розселення та досягнення їх популяціями пікових значень чисельності не спостерігалось статистично достовірної різниці між показниками стадності. Це вирівнювання відбувалося за рахунок значної дисперсії рухливих молодих тварин

у плодючого кабана, які заповнювали вільні місця існування не відчуючи суттєвої територіальної конкуренції. Лише під час депресії, коли соціальне тяжіння особин на тлі посилення зовнішнього тиску з боку майже постійного переслідування тварин браконьєрами зросло, зазначена різниця набула значних величин ($t=4,9$) на користь кабана. Навпаки, у лося упродовж

Таблиця 5.4

Порівняльна характеристика показників стадності угруповань копитних на
Лівобережжі

Фаза розвитку	Роки	Вид тварин	Кількість		Розмір стада		
			стад	особин	$M \pm m$	Limit	σ
Освоєння території	1963-1977	Кабан	74	336	$4,5 \pm 0,64$	1 – 33	5,50
	1963-1979	Козуля	38	214	$5,6 \pm 1,49$	1 – 44	9,24
	1955-1971	Лось	38	99	$2,6 \pm 0,48$	1 – 16	2,94
Пік чи-сільності	1978-1992	Кабан	410	2032	$5,0 \pm 0,27$	1 – 42	5,49
	1980-1992	Козуля	270	870	$3,2 \pm 0,29$	1 – 41	4,74
	1980-1990	Лось	104	176	$1,7 \pm 0,11$	1 – 7	1,09
Депресія популяцій	1993-2002	Кабан	122	734	$6,0 \pm 0,48$	1 – 27	5,28
	1993-2002	Козуля	347	1248	$3,6 \pm 0,11$	1 – 19	2,13
	1993-2002	Лось	19	32	$1,7 \pm 0,28$	1 – 5	1,20

всього періоду досліджень взагалі не спостерігалось достовірних відмін розміру стад, що було наслідком нездатності створення високої щільності за незначної кількості розпорошених у степовому просторі лісових біотопів.

Розподіл стад копитних за розміром (табл. 5.5) показав, що на південній межі поширення одиничні тварини, яких при підрахунках ми приймали за стадо мінімального розміру, складають найбільшу або доволі значну частку в їх угрупованнях. Максимальною вона є у лося (біля 60%) та кабана (біля 40%) і

майже однаковою між собою у оленя (23,7%) та козулі (23,6%). На півночі ареалу у всі сезони також домінують самотні лосі, які складають 43,0-64,0 % [86, 427]. У центральній частині, яка відзначається оптимальними умовами існування, їх частка значно нижча (28-34%) [334, 427]. У південних угрупованнях козулі

Таблиця 5.5

Агрегованість копитних (%) на півдні степової зони

Вид	Кількість		Число особин у стаді						
	стад	особин	1	2	3-5	6-10	11-20	21-50	> 50
Олень благородний	372	4455	23,7	17,6	23,9	12,6	9,1	8,3	4,8
Козуля	667	2838	23,6	19,5	44,7	7,9	2,7	1,1	0,5
Лось	166	314	59,1	16,8	22,3	0,6	1,2	-	-
Кабан	617	3186	36,5	8,4	17,5	25,6	9,7	2,3	-

Також зустрічається багато однаків, але якщо в приазовській популяції вони становлять 34,4-38,4% [103], то на території Чорноморського біосферного заповідника – 54,5 [371]. Цікаво, що близькі до останнього показники (48,0-52,9%) було зафіксовано на північній межі ареалу виду у Балтії [86, 358]. Слід констатувати, що в північних і в південних популяціях козулі і лося, які відзначаються песимальними умовами існування, однаків значно більше, ніж у центральних. Скрізь в угрупованнях кабана буває багато самотніх особин, представлених переважно молодими та дорослими самцями, але найбільша їх частка зафіксована в районах з низьким сніговим покривом. На відміну від оленячих, в місцях з суворими зимовими умовами одиничні кабани зустрічаються рідше (16,7-24,7%) і переважно в вегетаційний період [360, 380, 438].

Доволі часто у південних угрупованнях копитних зустрічаються стада із 2 особин, які становлять 16-20% від кількості груп і однаків, з мінімальним значенням у лося і максимальним у козулі. На півночі ареалу у районах з великою

лісистістю у зазначених видів їх зустрічальність може сягати 30-35% [358, 399, 400]. У південних угрупованнях козулі домінують стада із 3-5 особин (біля 45%), які є також найбільш поширеною структурою популяцій благородного оленя (біля 25%). Це цілком закономірне явище, що відтворює факт тривалого існування сімейних та міжсімейних груп. На відміну від оленьчих, у плодючого кабана часто зустрічаються стада із 5-42 [118, 120] і понад того особин [72, 86, 491], але більш поширеними є такі із 6-10 (25,6%). Натомість, пари є нехарактерними утвореннями для цього виду, які з'являються за надмірної експлуатації його ресурсів або у місцях з невеликою площею спорадично розташованих біотопів. Останнє спостерігається у Чорноморському заповіднику, де зустрічальність стад із 2 особин сягає 22,3% [371].

Більш значні стада копитних у південних маргінальних популяціях являються, у певній мірі, рідкістю, але все ж таки можуть спостерігатися у козулі та благородного оленя. Це було виявлено при дослідженні динаміки показника стадності при використанні ними різних біотопів.

У степовій зоні України відносно незалежним від типу біотопу виглядає розмір стад козулі (табл. 6.6), але скрізь він не перевищує середньої величини сімейної групи. Лише в найбільш принадливих для харчування ланах, садках та залісених балках показник стадності сягає більших значень., що є наслідком утворення тимчасових об'єднань козуль під час годівлі узимку. В період високої чисельності козуль (1975/85 рр.), в окремих місцях (переважно на ланах з озиминою) щорічно можна було спостерігати групи із 50-70 тварин, а іноді – із 100-180. Така картина спостерігається ще й зараз на півночі степової зони у Дніпропетровській, Харківській, Луганській та Одеській областях. Але їх не можна відносити до дійсних стад, яким притаманна певна стабільність, тривалість існування та ієрархія відносин. Про виключність цього явища та його рідкість свідчать значні розміри коефіцієнту варіації, який в садках сягає 26%, а на ланах перевищує 61%. Подібні тимчасові скупчення козуль узимку відомі і в

Біотопна мінливість розміру стад козулі на південній межі поширення виду

Б і о т о п и	Кількість		Розмір стада, особин	σ	CV, %
	стад	особин			
Ліс листяний	247	739	$3,0 \pm 0,10$	2,21	4,87
Ліс хвойний	74	175	$2,4 \pm 0,14$	1,82	3,30
Лан	104	550	$5,3 \pm 0,77$	7,87	61,90
Лісосмуга	71	213	$3,0 \pm 0,13$	1,88	3,54
Плавні	19	44	$2,3 \pm 0,20$	1,29	1,67
Сад	24	134	$5,6 \pm 0,44$	5,10	26,00
Бур'ян	84	328	$3,9 \pm 0,14$	2,51	6,28
Зарості очерету	25	66	$2,6 \pm 0,13$	1,08	1,16
Степ	4	11	$2,8 \pm 0,45$	1,50	2,25
Балка	6	36	$6,0 \pm 0,50$	3,03	9,20
Разом:	654	2133	$3,3 \pm 0,06$	2,60	6,74

інших частинах ареалу [53, 225, 358, 408, 525], але типові зимові стада в оптимальних умовах лісостепу, зазвичай, мали величину 2,8-5,4 (максимум 13-15) [29, 309], а в українському Приазов'ї – $4,11 \pm 3,95$ особин (максимум 7-10) [103].

Таблиця 5.7

Біотопна мінливість розміру стад кабана на південній межі поширення виду

Б і о т о п и	Кількість		Розмір стада, особин	Limit	σ
	стад	особин			
Ліс листяний	182	977	$5,4 \pm 0,49$	1-42	6,62
Ліс хвойний	128	469	$3,7 \pm 0,39$	1-33	4,41
Лан	25	121	$4,8 \pm 0,89$	1-19	4,43
Лісосмуга	63	319	$5,1 \pm 0,69$	1-32	5,48
Плавні	75	447	$5,9 \pm 0,54$	1-22	4,49
Сад	7	39	$5,6 \pm 0,37$	1-20	0,98
Бур'ян	7	41	$5,9 \pm 3,59$	1-27	9,49
Зарості очерету	92	510	$5,5 \pm 0,48$	1-21	4,61
Степ	4	29	$7,3 \pm 2,29$	1-12	4,57
Балка	29	166	$5,7 \pm 0,80$	1-15	4,31
Разом:	612	3118	$5,1 \pm 0,22$	1-42	5,40

Незважаючи на значні відміни у характеристиках біотопів, розміри стад кабана в них суттєво не відрізняються між собою, а пересічний показник досягає значної величини – $5,1 \pm 0,22$ особин (табл. 5.7). Це зумовлено високою плодючістю і соціальним устроєм популяцій, при якому більшість тварин упродовж року живе у материнському стаді. Навіть у період парування цей порядок не зазнає суттєвих змін.

Відповідно до біотопного розподілу лося в степовій зоні виглядає розмір його груп (табл. 5.8). Найбільша величина цього показника була зафіксована у лісових біотопах, що пояснюється: а) накопиченням мігрантів і кращою

Таблиця 5.8

Біотопна мінливість розміру стад лося на південній межі поширення виду

Б і о т о п и	Кількість		Розмір стада, особин	σ	CV, %
	стад	особин			
Ліс листяний	89	184	$2,1 \pm 0,14$	1,31	1,72
Ліс хвойний	26	79	$3,0 \pm 0,55$	2,79	7,80
Лан	42	63	$1,5 \pm 0,17$	1,08	1,16
Лісосмуга	49	73	$1,5 \pm 0,11$	0,74	0,55
Плавні	30	58	$1,9 \pm 0,23$	1,26	1,58
Сад	14	27	$1,8 \pm 0,31$	1,15	1,31
Зарості очерету	7	9	$1,3 \pm 0,19$	0,49	0,24
Степ	5	9	$1,8 \pm 0,38$	0,84	0,70
Балка	11	17	$1,6 \pm 0,25$	0,82	0,67
Разом:	273	519	$1,9 \pm 0,07$	1,16	1,75

реалізацією соціального тяжіння одне до одного; б) більшим репродуктивним успіхом в типових місцях мешкання; в) осілістю лосів у лісах і меншою, ніж в інших біотопах, кількістю самотніх тварин. Дещо більший розмір наведеного показника у хвойних лісах пов'язаний з годівельною вибірковістю лосем сосни у місцях нестачі основних кормів та його здатністю утворювати в місцях жирування тимчасові агрегації. Але середні розміри групи не перевищують пересічну величину сім'ї лося ($1,9 \pm 0,07$ особин) – нехарактерного явища для копитних.

Показники стадності у лісових і всіх інших біотопах суттєво відрізняються між собою, а між деякими з них різниця набуває статистично достовірних значень. Дещо вищі показник стадності було зафіксовано в Росії, який у тайгових популяціях становив 3.1, а в степових – 2,8.

Значні агрегації на півдні України можуть утворювати олені роду *Cervus*. Оскільки визначальним для їх стадності упродовж більшої частини року є соціальне тяжіння тварин одне до одного [467, 483, 565], її розміри майже не залежать від характеру біотопу (табл. 5.9). Взагалі найбільші розміри стада відомі для вапіті, які сягали 1500-8000 особин [576]. Степові популяції роду представлені благородним оленем асканійської форми та плямистим, які мешкають в незвичайних умовах відкритого ландшафту за повної відсутності типових лісів. Їх найбільші стада складаються із 60-200 особин, які можна спостерігати під час годівлі на ланах або на степових ділянках, хоча, за певних умов, вони можуть утворювати значні скупчення і у штучних лісових насадженнях [19, 40, 191].

Таблиця 5.9

Біотопна мінливість розміру стад благородного оленя асканійської форми

Б і о т о п и	Кількість		Розмір стада, особин	Limit	σ
	стад	особин			
Ліс листяний	229	1531	$6,7 \pm 0,99$	1 – 169	14,99
Ліс хвойний	2	8	$4,0 \pm 3,00$	1 – 7	4,24
Лан	4	78	$19,5 \pm 13,52$	1 – 172	27,05
Лісосмуга	6	9	$1,5 \pm 0,22$	1 – 7	0,55
Зарості очерету	51	302	$5,9 \pm 1,49$	1 – 56	10,63
Луки приморські	65	1976	$30,4 \pm 5,71$	1 – 201	46,05
Разом:	357	3903	$10,9 \pm 1,33$	1 – 201	25,18

Стадність в південних маргінальних угрупованнях благородного оленя є найвищою серед досліджуваних копитних і найбільше залежить від чисельності популяції, але саме у цього виду вона відрізняється найбільшою мінливістю упродовж року (рис. 5.6.). Навіть влітку на косі Бірючий о-в зафіксовані оленячі стада із 40-50 особин [178]. Таке явище в цей час притаманне переважно самцям і

спостерігається під час інтенсивного росту рогів. Зокрема в Кримському заповіднику в цей час зустрічали стада із 30-40 рогалів [483], у Гаврилівському державному мисливському господарстві – до 30 [19]. У вересні ми бачили на Обитічній косі одне стадо із 88 тварин, яке складалось із міжсімейних груп..

Річна динаміка показника стадності у благородного оленя має дуже своєрідний вигляд (рис. 5.6). У 75% випадків його максимальні значення припадають не на зимові місяці (у грудні 27.4 ± 6.49 , а в лютому 22.2 ± 9.50

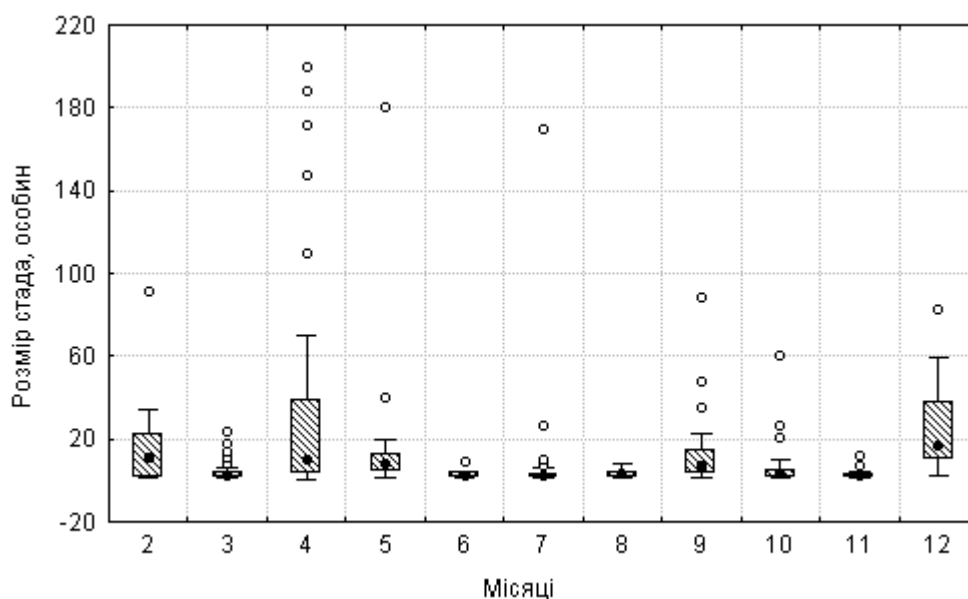


Рис. 5.6. Динаміка стадності благородного оленя в південних популяціях упродовж року.

особин), що характерно для більшості копитних, а на квітень – $30,32 \pm 5,65$. Після виснажливої зими у цьому місяці з'являється достатньо трави і олені мають змогу відновити енергетичні втрати. Вони активно харчуються на приморських луках і степових ділянках протягом усього дня. Особливо великі скупчення утворюють самки з річними телятами, які можуть зберігатися до появи нового покоління. Наприкінці квітня у 1986 р. на о-вах Бірючий і Джарилгач максимальний розмір таких груп становив 147-198 оленів. Ні в якого іншого виду копитних на півдні України, окрім оленя, стадність не вирізняється такою значною імпульсивністю і своєрідністю. Напроти, в лісах Біловезької Пущі цей показник упродовж

тривалого часу (1946/71 рр.) був майже незмінним (2,4-3,3 особини) при максимумі взимку (5,8 оленів) [467].

Певно на розмір стада всіх оленьчих впливає наявність чи відсутність надійних захистків. В заповіднику “Асканія-Нова” на площі 1550 га тривалий час благородні олені упродовж всього року паслись одним стадом ($n \sim 90$). Після сніжної зими 1985 р., внаслідок кращої зволоженості ґрунту і появи заростей високої трави, у яких тварини стали відпочивати, велике стадо розпалося на групи із 13-20 особин [269].

Цікаво, що на відміну від інших видів копитних, після народжування телят у благородного оленя стадність сильно скорочується, досягаючи розміру $2,67 \pm 0,56$ особин. Причому ця закономірність зберігається до періоду парування, яке розпочинається у вересні (табл. В.1). У цьому ми вбачаємо реалізацію успадкованого материнського інстинкту щодо збереження новонароджених телят від загибелі внаслідок їх випадкового ушкодження при переміщенні стада, агресії рогалів тощо. Це також сприяє кращому розвитку малюків за відсутності стресу, скороченню трофічної конкуренції та певних енергетичних втрат.

Здатність до утворення великих стад сприяє формуванню своєрідної просторової структури в угрупованнях оленів, за якої придатна територія використовується тваринами дуже нерівномірно. Наприклад, на Обитічній косі у 1995 р. за низької чисельності ($n=34$) олені мешкали переважно у листяних лісонасадженнях на обмеженій території (~ 400 га), а в 1988 р. ($n=186$) вони використовували весь простір коси і навіть вийшли за її межі (рис. В.3). Взагалі зазначена висока стадність дає можливість усім угрупованням видів роду *Cervus* мешкати на незначній площі і, відповідно, досягати великої щільності. У 1973 р. на о-ві Бірючий (7332 га) було обліковано 1300 оленів; при цьому щільність населення досягла 168,1 ос./1 тис. га [131], а пізніше – 41,7-62,5 [178]. За нашими даними, на Обитічній косі (1700 га) за максимальної чисельності 177-186 оленів, зазначений показник становив 104-109 ос./1 тис. га. На території Кримського заповідника в окремих лісництвах щільність перевищувала 80 ос./1 тис. га [405], а

на лісовкритих ділянках Чорноморського біосферного заповідника – 150 ос./1 тис. га [40]. Звичайно це сприяє підсиленню трофічної конкуренції взимку і на початку весни, наслідком якої є відчутний негативний вплив на деревно-чагарникову рослинність.

Об'єднання тварин в стада у козулі, зазвичай, відбувається за родинним принципом, лише в суворі періоди року це є результатом соціального тяжіння, що полегшує пересування, добування їжі й обмін інформацією про небезпеку тощо [196]. Узимку у Приазов'ї середній розмір стада у січні складає понад 4

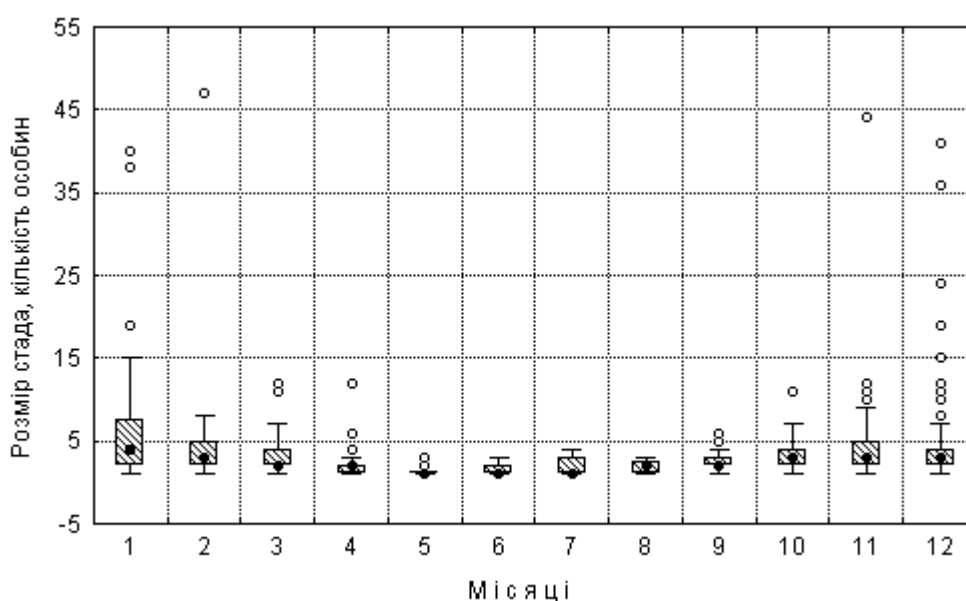


Рис. 5.7. Динаміка стадності європейської козулі в українському Приазов'ї.

особини; реєстрація стад розміром 7-19 козуль є рідкістю (5,25%) і може спостерігатися в сніжні зими (рис. 5.7). Хоча на заході степової зони у Одеській та Миколаївській областях, які відзначаються кращими екологічними умовами, цей показник дещо вищий. За узагальненими даними в степовій зоні він становить $5,4 \pm 0,76$ особин (табл. В. 2). У всі інші місяці помітної різниці у розмірах стад козулі між сходом і заходом не спостерігається. На початку березня зазначені групи тварин розпадаються, що має суттєвий біологічний зміст: у цей час концентрація кормів у природі мінімальна, їх якість низька, а у запліднених ще минулим літом самок відбувається імплантація яйцеклітин і швидкий розвиток

плоду [391]. Всередині літа стадність дещо зростає за рахунок новонароджених козуль, а у липні вона скорочується через смертність молодняку. Наприкінці літа знову відбувається зростання величини стад внаслідок приєднання до сімейних груп самців в період парування, яке у південній Україні триває з серпня до початку вересня.

Упродовж року пересічний показник стадності лося на півдні України (рис. 5.8) змінювався у незначних розмірах. У січні він сягав максимуму ($3,1 \pm 1,04$), який потім незначно підвищувався у квітні завдяки репродукції. Цікаво, що на відміну від усіх інших копитних, стадність у лося в період парування, яке відбувається у вересні, не зростала, а, навпаки, була найменшою ($1,4 \pm 0,26$). Зате її помітне збільшення було зафіксовано у серпні завдяки появі перших мігрантів (табл. В.3). Безумовно це пов'язано з деформацією просторової та статевої

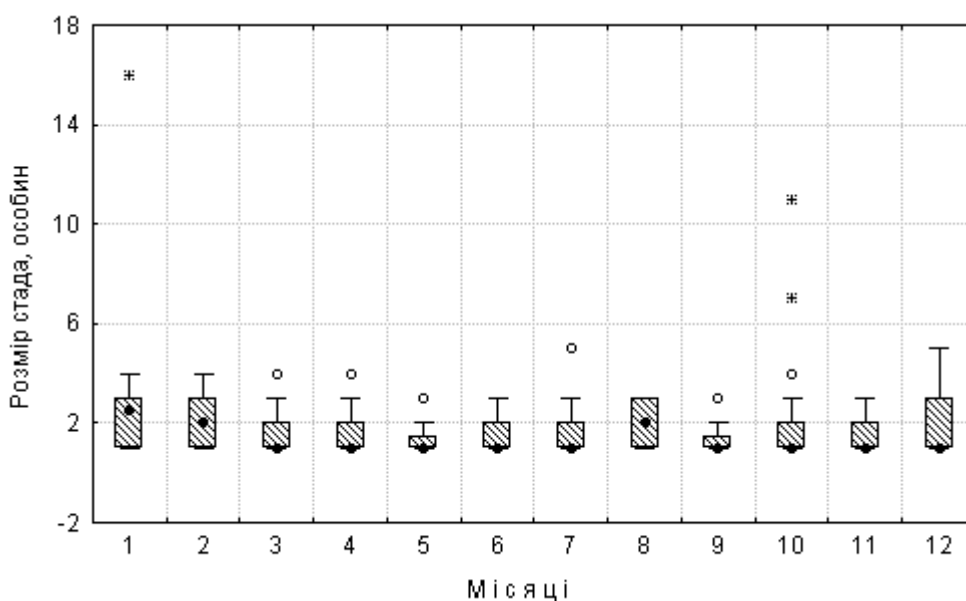


Рис 5.8. Динаміка стадності лося в південних популяціях упродовж року.

структури в південних угрупованнях виду. У подальшому імпульсний характер міграції лосів майже не впливав на пересічну величину показника стадності, хоча окремі тимчасові скупчення у 7-11 особин спостерігалися на початку жовтня (табл. В.3). Вони були представлені переважно молодими самцями, які затримувалися на нетривалий час у лісових урочищах, потім формували дрібні

стада із 1-2 особин і йшли далі. Окрім того, у грудні-березні були зафіксовані зустрічі груп із 4-6 лосів (8,4%) та 7-15 (3,3%). Взагалі упродовж періоду досліджень показник стадності виду дуже скоротився. Якщо в 1969/79 рр. його пересічна величина складала 2.7, у 1980/90 рр. – 1.8, то у 1991/99 рр. – 1.2 особин [96]. Але це немає ніякого відношення до природних процесів, а є наслідком інтенсивного полювання, яке призвело до цілковитого знищення лося в багатьох місцях степової зони [119].

Річна динаміка стадності в південних угрупованнях дикого кабана має свої особливості [118, 638], які полягають у формуванні великих сімейних груп (22-42 особини) після народження поросят [120]. Це сприяє скороченню смертності і є

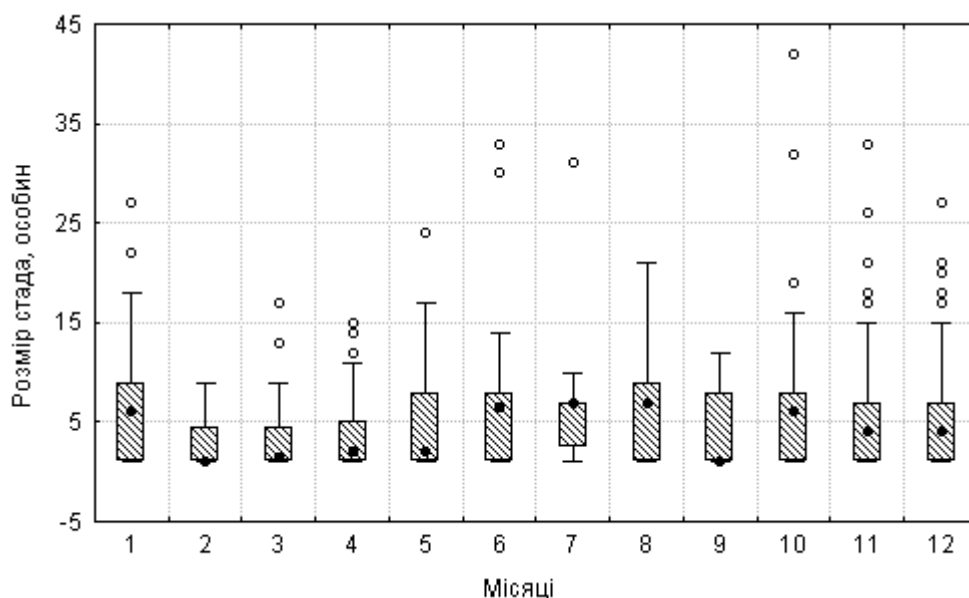


Рис. 5.9. Динаміка стадності дикого кабана в південних популяціях упродовж року.

наслідком взаємодії трьох чинників – малої площі придатних біотопів, великої відстані між ними та успадкованої здатності до створення великих стад на родинній основі. Це, в цілому, впливає на динаміку пересічних показників стадності, які найменші у лютому (2.7 ± 0.37), а найбільші – у червні (7.4 ± 1.94) (табл. В.4). У зв'язку з високою смертністю поросят, що є характерним для всіх популяцій виду [72, 86, 273, 491], стадність від весни до зими поступово

скорочується (рис. 5.9). Лише у січні, у порівнянні з груднем, вона зростає приблизно на одиницю – до 6.5 ± 0.77 особин, що пов'язано з піком парування і появою у стадах дорослих самців. Але взагалі стада кабана великих розмірів на півдні можна зустріти майже упродовж всього року за виключенням останнього місяця зими. У 80-роки ХХ ст. найбільш крупні з них склалися із 50-70 особин і були зареєстровані у пониззях Дністра та Дунаю, де збереглися великі площі придатних біотопів.

Взагалі упродовж тривалого терміну, за різної чисельності, щільності населення та експлуатації угруповань копитних, виявити чіткої залежності між середньорічною чисельністю і стадністю не вдалося. У низькоплідної козулі (табл. 5.10), незважаючи на депресію чисельності, в 1996-2001 рр. показник стадності майже не відрізнявся від такого в період формування сучасних степових популяцій (1963/80 рр.). Він був навіть дещо більший ніж в роки високої чисельності (1988/92 рр.), а між середньорічною величиною останньої і стадністю ($r=0.05$) спостерігалася зворотня кореляція ($r=-0.57$). Це пояснюється

Таблиця 5.10

Динаміка розміру стад козулі у північно-західному Приазов'ї у часі

Р о к и	Кількість		$M \pm m$	Ліміт	Т
	особин	стад			
1963 - 1980	139	39	$3,56 \pm 0,50$	1-15	2,6
1981 - 1985	202	89	$2,22 \pm 0,15$	1-8	
1986 - 1990	202	90	$2,24 \pm 0,22$	1-12	0,1
1991 - 1995	41	16	$2,50 \pm 0,42$	1-6	
1996 - 2001	876	246	$3,56 \pm 1,14$	1-19	0,6
Разом:	1460	234	$2,52 \pm 0,14$	1-15	

тим, що зв'язок показника стадності із щільністю населення в різних місцях південної України неоднаковий і має сезонну динаміку. Найпридатніші для козулі лісові біотопи, площа яких дуже обмежена, наповнюються тваринами після різкого погіршення екологічних умов внаслідок збирання врожаю, оранки полів і

кліматичних аномалій, якими для виду є ожеледиця, високий рівень снігу та посушлива погода. На відміну від благородного оленя і лані, козуля і лось не можуть тривалий час вживати солонувату воду. Ще у 30-ті роки XX ст., за умов загальної низької чисельності виду в Україні, відмічались літні переселення козуль через нестачу водопоїв [408]. В той же час, у плодючого кабана в період інтенсивних полювань на нього (1986/90 рр.), спостерігалось скорочення показника стадності вдвічі у порівнянні з усіма іншими роками (табл. 5.11), а в

Таблиця 5.11

Динаміка розміру стад кабана у північно-західному Приазов'ї у часі

Р о к и	Кількість		M ± m	Ліміт	Σ
	тварин	стад			
1974 - 1980	744	139	5,35 ± 0,55	1-42	6,46
1981 - 1985	495	87	5,69 ± 0,71	1-33	6,56
1986 - 1990	299	114	2,62 ± 0,28	1-17	2,94
1991 - 1995	101	21	4,81 ± 0,60	1- 9	2,77
1996 - 2001	174	33	5,44 ± 0,95	1-21	2,44
Разом:	1813	394	5,59 ± 0,28	1-42	-

період максимальної чисельності (1988/93 рр.) не відбулося його відповідного зростання. І взагалі між пересічною чисельністю і стадністю у кабана не вдалося виявити, бодай, якої-небудь залежності ($r = -0.06$).

Таким чином можна констатувати, що середня величина показника стадності у південних популяціях копитних не залежить від чисельності і ні в якому разі не може бути її індикатором. Більшим об'єктивно характеризує стан чисельності ряснота зустрічальності стад певних розмірів: за високої щільності і чисельності великі стада зустрічаються часто, за низької – рідко.

Загалом біотопний розподіл копитних і використання ними території являється дуже динамічним процесом, який залежить від щільності населення. За розрахунками Л.П.Бальчаускаса [25], при її збільшенні популяція переходить від пуасонівського типу використання території до регулярного. Разом з цим

відбувається і зміна агрегованості. Збільшення її показників від мінімуму до максимуму відбувається завдяки силі кооперації, яка об'єднує тварин за допомогою різних механізмів – від соціального тяжіння до родинних відношень. При подальшому зростанні щільності, кооперація змінюється на внутрішньовидову конкуренцію за простір і корми, що призводить до скорочення агрегованості. При використанні всієї придатної площі, коли щільність досягає критичних величин, показник агрегованості залишається постійною величиною ($y=1$).

5.4 Динаміка чисельності. Відомо, що чисельність тварин змінюється завдяки одночасній взаємодії двох протилежних процесів – зростанню кількості особин завдяки народжуваності та імміграції і її зниженню унаслідок смертності та еміграції [281, 302, 315]. Звичайно, що у різних видів ці показники суттєво відрізняються і виявляють певну залежність від біологічних характеристик, соціальних і екологічних чинників. Чисельність природних, не підданих суттєвому впливу людини популяцій тварин підтримується на приблизно постійному рівні, коливаючись навколо певної середньої величини [640]. Але ми маємо справу з угрупованнями видів, які упродовж усього історичного часу були предметом постійного та регулярного користування.

Незважаючи на законодавчу заборону та обмеження щодо вилучення великих ссавців, полювання на більшість з них не зупинялось ні на мить. Лише в окремі періоди розвитку нашого суспільства його негативний вплив зменшувався і тоді популяції деяких видів відновлювалися, ареал їх розширювався, але наступали нові часи і все повторювалось. Особливих розмірів необмежене вилучення набирало за часів політичної нестабільності і економічних негараздів, коли полювання ставало важливим засобом виживання для широких верств зубожілого населення. То ж дослідникам часто доводиться вивчати не саме явище, яке має прихований характер, а його наслідки.

5.4.1. Динаміка чисельності угруповань копитних. Популяції копитних, які є найбільшими ссавцями в Україні, завжди зазнавали інтенсивного впливу з боку людини, що відбивалось на динаміці їх чисельності. Найбільш цікавим питанням є розвиток південної популяції лося, утворення якої було наслідком інтенсивного зростання його ресурсів, насамперед, у сусідніх Росії та Білорусії, а потім – в північній Україні [56, 130, 203]. Це призвело до зростання чисельності лісового виду у межах всієї країни і сприяло формуванню його угруповань у степовій зоні, що є само по собі феноменальним фауністичним явищем. Причому приріст чисельності на південній межі поширення виду відзначався такою ж стрімкістю (рис. 5.10), як і в поліських районах. В окремі роки він сягав 13-49%

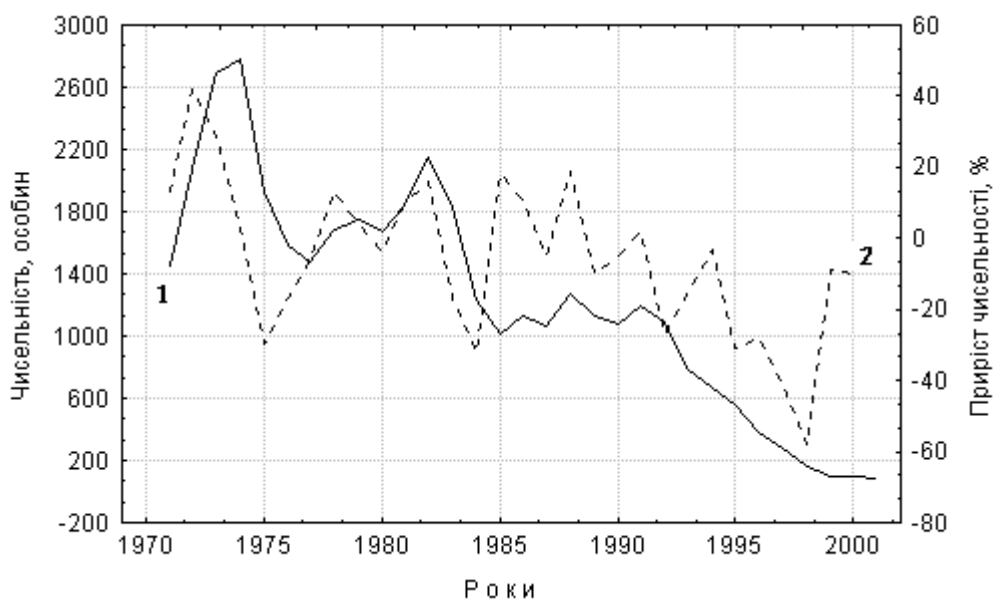


Рис. 5.10. Динаміка чисельності лося (1) і її приросту (2) у степовій зоні України.

(в середньому 28%), що близько до аналогічного показника для всієї України, який у 60-х роках ХХ ст. оцінювався у межах 25-26% [56, 58]. Такий високий приріст був забезпечений не лише процесами репродукції, а й за рахунок міграції, значення якої не було враховане при використанні ресурсів лося. Зокрема, в прилеглих до України областях Росії, завдяки іммігрантам, його розмір був таким

значним, що в окремі роки дозволяв вилучати 35-50% поголів'я, тоді як власне відтворення не перевищувало 15% [293].

Від часу реєстрації лося в різних областях степової зони до досягнення в кожній із них максимальної чисельності пройшло $15,3 \pm 0,57$ (13-17) років. Причому це співпало з у часі з розвитком інших популяцій [190], яке в усіх географічних районах відзначалося неабиякою синхронністю (рис. В. 4). Під час обмеженого мисливського використання ресурсів лося на рівні 4,3-8,1% від річної чисельності, розпочатого в Україні ще у 1962 р., його негативний вплив на динаміку чисельності був непомітним. Але після вилучення у 1973/74 рр., відповідно 16,1 та 12,5%, що не є критичною межею для цього виду, відбулося стрімке повсюдне скорочення чисельності.

В степовій зоні популяція лося досягла максимального розміру ($n=2776$) у 1974 р. Найбільше тварин (понад 57 %) мешкало в Луганській області, майже 23,5% – у Донецькій, 9,4% – у Дніпропетровській, значно менше – в інших областях (табл. 5.12). У 1982 р. степове угруповання лося досягло другого піку

Таблиця 5.12

Деякі характеристики південно-української популяції лося

Адміністративна область	Рік появи лося	Максимальна чисельність		Чисельність на 01.2002 р.	Скорочення чисельності, %
		рік	особин		
Одеська	1965	1979	65	-	100,0
Миколаївська	1961	1974	26	-	100,0
Херсонська	1961	1976	64	-	100,0
Запорізька	1957	1974	120	-	100,0
Дніпропетровська	1956	1973	260	13	95,0
Донецька	1957	1973	670	24	96,4
Луганська	1955	1973	1595	46	97,1

чисельності (2147 особин), після чого за 3 роки воно скоротилось більш ніж на 50%, а у 1985/91 рр. чисельність стабілізувалась на рівні 1,0-1,2 тис. особин.

Лише в окремі роки (1986, 1988, 1991) її приріст мав позитивне значення. Після 1991 р. почалося інтенсивне скорочення чисельності, яке становило $25,3 \pm 5,80\%$ на рік. На даний час у степовій зоні вціліло декілька десятків лосів, які мешкають у східних лісах; в багатьох областях півдня цей вид зник повністю [119]. Основною причиною скорочення чисельності лося в степовій зоні є вилучення тварин у розмірах, що значно перевищують середньорічний приріст чисельності. Хоча в Україні щорічно видобували 8% від загального поголів'я, а серед добутих тварин більше половини становили дорослі особини [251], ця величина не враховує смертності від поранень та браконьєрства. Останнє вже давно набуло значної масштабності і суттєво перевищує всі офіційні показники [165]. У деяких районах Росії втрати ресурсів лося від браконьєрства сягають 55% природної смертності. В останні роки відмічається значне зростання незаконного полювання, внаслідок якого у 90-і роки на 1 легально видобуту тварину припадало 0,54 вилучених бракон'єрами, а наприкінці ХХ ст. – 2,65 [245].

При організації господарського використання ресурсів лося було допущено декілька принципових помилок, які у наступному призвели до негативних наслідків:

1) загалом полювання на лося в Україні розпочалося дуже рано – під час формування багатьох популяцій; 2) середній розмір вилучення упродовж тривалого часу був не виправдано малим – у деяких місцях це призвело до створення високої щільності і, як наслідок, до значного пошкодження тваринами молодих лісонасаджень; 3) у деяких зручних для полювання місцях вилучення тварин було надто високим (40-50%), що призвело до їх міграції, зростання рівня смертності і скорочення відтворення; 4) у степовій зоні, де процеси репродукції характеризувалося найнижчими показниками, розмір офіційно встановленого вилучення не відрізнявся від лісових регіонів і був надмірно високим [119].

На відміну від лося, південні рівнинні популяції європейської козулі розвивалися дуже довго і досягли найвищої чисельності лише у 1988/92 рр. (рис. 5.11), коли у степовій зоні було обліковано понад 41-44 тис. тварин. При цьому

спостерігався дуже низький середньорічний приріст чисельності, який упродовж 1970/91 рр. складав лише $4,3 \pm 2,06\%$. Причому у 1978 р. було зафіксоване скорочення чисельності на 14,5%, а у 1981 р. – зростання на 21,7%. Незначні підйоми чисельності мали місце у 1974 та 1977 рр. Найбільше тварин мешкало на території Миколаївської області, чисельність яких у 1991 р. становила 16227 особин (36,9%), у Одеській, Дніпропетровській та Луганській областях (14,1-16,1%).

Низький приріст чисельності козулі і тривалий розвиток степових популяцій козулі можна пояснити лише інтенсивним впливом антропогенного фактора та хижацтвом вовка. Нераціональна експлуатація її ресурсів на Дніпропетровщині (58-78% здобичі становили дорослі тварини, серед яких 75% – самки) у 1981/83 рр. сприяла скороченню чисельності на 20% [155]. Навіть у суворі зими 1971/72, 1984/85, які негативно вплинули на стан угруповань виду в багатьох країнах

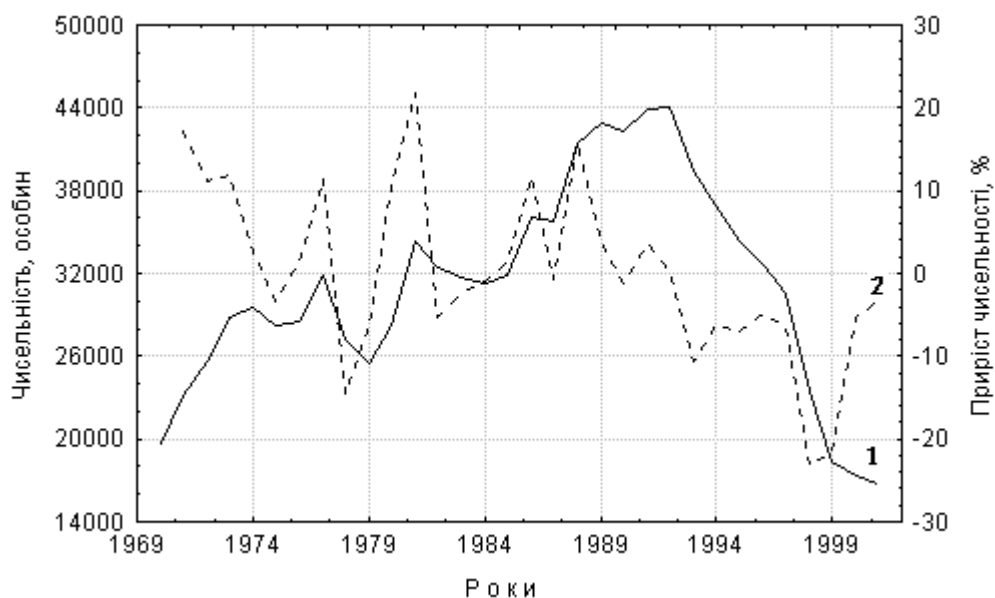


Рис. 5.11. Динаміка чисельності козулі (1) і її приросту (2) у степових популяціях.

Європи, показник приросту у степовій зоні був позитивним, відповідно, 11,2 та 1,5%. І лише після надзвичайно суворої і тривалої зими 1985/86 рр. він набув негативного значення (-0,7%). При вивченні спадів і піків чисельності козулі та

її залежності від абіотичних факторів було виявлено значний збіг всіх фаз її динаміки, незалежно від типу та характеру угідь [531], що має місце і в інших місцях України (рис. В.5).

З 1991/93 рр. в усіх степових областях відбулося обвальне падіння чисельності козулі (табл. 5.13), що при офіційному щорічному вилученні на рівні $1,9 \pm 0,36$ (0,6-3,6)% та відсутності епізоотій і кліматичних негараздів свідчить про

Таблиця 5.13

Деякі характеристики південно-українських угруповань козулі

Адміністративна область	Рік появи козулі	Максимальна чисельність		Чисельність на 1.01.2002 р.	Скорочення чисельності, %
		рік	особин		
Одеська	збереглась	1993	6317	2362	62,6
Миколаївська	збереглась	1991	16227	2218	86,3
Херсонська	1948	1992	2913	1825	37,4
Запорізька	1954	1993	2420	1502	37,9
Дніпропетровська	збереглась	1991	6854	5126	25,2
Донецька	1930	1992	4130	1906	53,9
Луганська	збереглась	1993	2420	1843	23,8

її масове винищення у будь-який спосіб. Причому найбільше скорочення чисельності відбулося у областях, де ресурси зазначеного виду були одними з найбільших в країні.

На відміну від зазначених вище копитних, які мали змогу вільного розселення, найбільш своєрідну динаміку чисельності мають штучно створені острівні угруповання благородного оленя. Випуск у 1928 р. 3 особин із заповідника “Асканія-Нова” на о-в Бірючий (Азовське море) призвів до формування осередку виду, який у 1941 р. налічував 60 тварин [412]. Після завезення ще 12 (1946 р.) та 4 оленів (1951 р.), розвиток цього угруповання набув значної інтенсивності. На жаль, у 1953/54 рр. сувора зима спричинила загибель 54% поголів'я, яке у 1955 р. повністю відновилося [210]. У 1967 р. чисельність оленів на о-ві Бірючий досягла 1 тис. особин, але затоплення острова під час

зимових штормів 1968/69 рр. призвели до смерті біля 22% тварин. У 1971 р. зазначене угруповання налічувало 1112 оленів. Зважаючи на те, що з середини 50-х років тут щорічно вилучали 6-7% поголів'я, за 38 років середньорічний приріст склав близько 17% [426].

Випуск на о-в Джарилгач (Чорне море) у 1973/75 рр. 43 благородних асканійських оленів походження призвів до формування стійкого угруповання, чисельність якого у 1997/98 рр. становила 400 особин [372]. У перші роки після інтродукції, середньорічний приріст чисельності тут становив 36%; у Казахстані, за умов випуску оленят цієї ж форми ($n=10$) з відношенням статі 1:1 – 47.9%, але у наступні роки він знизився до 30,6 % [440]. Близькі до останнього показники щорічного зростання були зафіксовані у Луганській області на початку акліматизації (1962/70 рр.) – біля 30% та в Одеській (1967/70 рр.) – 25%, тоді як в аборигенному угрупованні в Криму – 9% [131]. У гаврилівській популяції оленя, яка була створена ще на початку ХХ ст., приріст у 1970/71 рр. склав 14-16%, а природна смертність не перевищувала 1,5-2% [19]. У Молдові, де було інтродуковано 52 оленів (25 самок) із о-ва Бірючий, за 14 років їх чисельність зросла до 300 при середньому прирості 17,7%. Цей показник міг бути значно вищим, як би не помилки при випусках та погана охорона [417]. Взагалі в угрупованнях благородного оленя динаміка чисельності дуже пов'язана з віково-статевою структурою, яка вирізняється певною особливістю за рахунок регуляції, що залежить від щільності [426]. У формуванні відносин із середовищем зростає значення самок, які через процеси розмноження регулюють чисельність кількістю нащадків (к-стратегія). Вважається, що саме через перших реалізується тактика популяцій [460]. Зокрема, на о-ві Бірючий була виявлена тісна зворотна залежність між кількістю олениць з телятами і щільністю ($r = -0.8 \pm 0.01$; $t = 5.7$), а також пряма – між кількістю телят і чисельністю [26].

Таким чином, можна констатувати, що угруповання оленя в південних районах дуже відрізняються за показниками річного приросту між собою, що за

обмеженого полювання є наслідком надмірного використання ресурсів через неефективне управління і браконьєрство.

Тривалий час відомчі дані (Тп-2. Мисливство) про стан поголів'я оленів в Україні збирали по двом видам (плямистий і благородний) сукупно. Тому проаналізувати динаміку чисельності кожного з них окремо у межах регіону неможливо. То ж для її дослідження, яке тривало з 1988 по 2001 рр., було вибране ізольоване угруповання благородного оленя на косі Обитічній у Азовському морі. Воно було створене у 1974 р. внаслідок інтродукції 14 телят (9 самок) асканійського марала, який є складним гібридом різних підвидів благородного оленя [365].

Упродовж періоду формування угруповання (1974/84 рр.) середньорічний приріст чисельності оленя становив $25,6 \pm 4,42\%$ або $13,2 \pm 3,43$ особин (рис. 5.12).

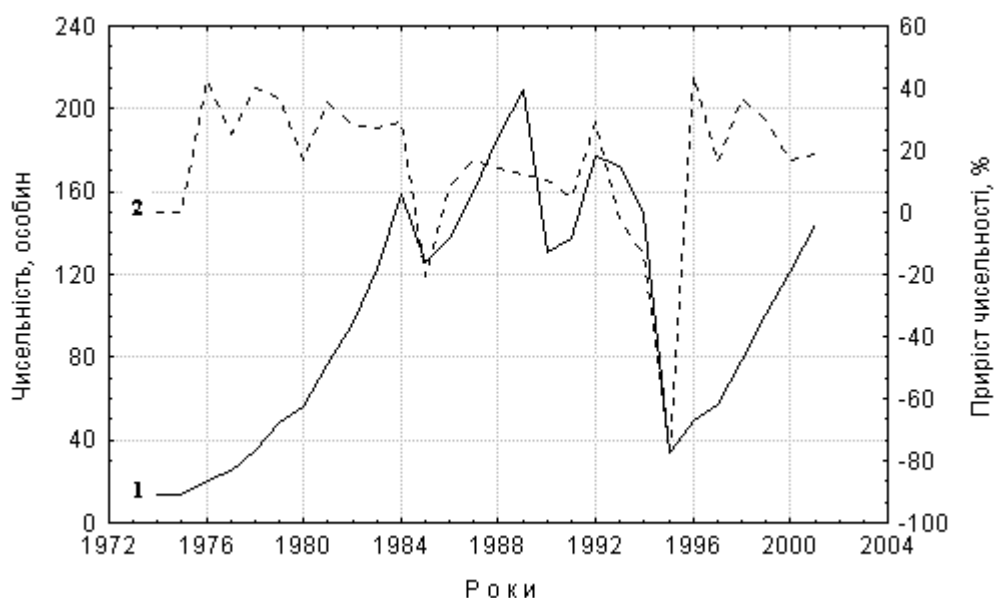


Рис. 5.12. Динаміка чисельності благородного оленя (1) і її приросту (2) на Обитічній косі.

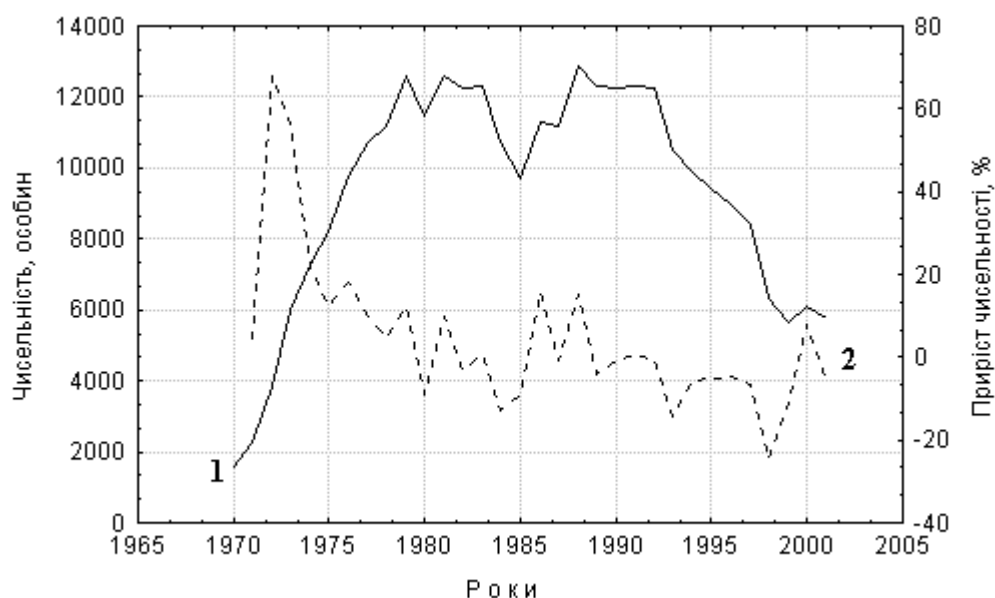
Але якщо почати розрахунки з 1976 р., коли інтродуковані тварини досягли статевої зрілості, зазначений показник, відповідно, становив $31,2 \pm 2,77\%$ або $16,1 \pm 3,48$ особин. Наприкінці 1984 р. розпочалася експлуатація ресурсів оленя, для якої були характерні всі вади полювання на копитних: переважне вилучення

дорослих тварин, зокрема, найкращих рогалів, велика кількість неврахованих при плануванні розмірів вилучення підранків, недбалість у проведенні обліків чисельності і здобичі тощо. Найбільшу кількість оленів видобули у 1989 р. (біля 60 особин) і у 1993 р. (понад 50). Незважаючи на те, що острівне угруповання оленя порівняно швидко досягло значної чисельності, яка у 1989 р. становила 209 особин, помилки у використанні ресурсів дуже скоро призвели до стрімкого скорочення чисельності. Проведений нами в листопаді 1995 р. авіаоблік показав наявність на Обитічній косі всього 34 тварин, хоча, за офіційними даними, ще весною тут буцім-то мешкало 149 оленів. Звичайно цього не могло бути, оскільки, ані випадків масової загибелі тварин, ані інтенсивного видобутку зафіксувати не вдалося. Скоріше за все, обліки чисельності в деякі роки проводилися формально і розмір угруповання був значно нижчим, чим вважали користувачі угідь. Таким чином, вилучення у межах, яке значно перевищувало приріст чисельності, внаслідок полювання і браконьєрства, стали основною причиною скорочення чисельності благородного оленя на Обитічній косі.

Після 1995 р. господарське використання ресурсів оленя було припинено, але вилучення окремих тварин браконьєрами не припинялось (щорічно ми знаходили 1-2 трупи з слідами вогнепальних поранень), хоча його вплив був несуттєвим. Тому упродовж 1996-2001 рр. на косі відновилося угруповання зазначеного виду, темпи відтворення якого склали $27,2 \pm 4,69\%$ або $18,6 \pm 3,24$ особин і майже повністю співпали з такими у 1978/84 рр. (рис. 5.12).

Загалом, за 28 років мешкання благородного оленя на Обитічній косі пересічний приріст чисельності становив $15,2 \pm 4,63\%$ або $8,2 \pm 5,43$ особин на рік. Після досягнення його угрупованням піку чисельності у 1989 р. відбулося значне скорочення його розмірів внаслідок надмірного вилучення тварин. Подібні низькі пересічні показники приросту чисельності відзначаються у багатьох місцях України (Крим, Карпати тощо), причиною чого є, насамперед, надмірно високе вилучення оленів браконьєрами.

Розвиток степових популяцій кабана був обумовлений його штучним розселенням у багатьох місцях України і відзначався значною швидкістю (рис. 5.13). Звичайно цьому сприяла висока біологічна здатність виду до відтворення [159, 173]. У 1976/77 рр. майже всі придатні місця були заселені кабаном, а в



1979 р. у південних областях, без АР Крим, було обліковано 12593 особин. Ця величина була близька до оптимальної і, в цілому, відповідала стану і площі основних біотопів виду на той час.

Рис. 5.13. Динаміка чисельності кабана (1) і її приросту (2) у степових популяціях.

Упродовж 1971/79 рр., в період інтенсивного розвитку степових осередків кабана, середньорічний приріст чисельності становив $23,1 \pm 7,66$ (4,5-67,9)%. Це являється дуже низьким показником для зазначеного виду. У зв'язку з вірністю місцю народження дорослих свиней, лісові осередки або болота площею в 1 тис. га є достатніми для існування стійких угруповань дикого кабана. Зазвичай щорічний приріст чисельності в них складає 130-180%, а найвища смертність відбувається виключно під впливом полювання [166, 630]. То ж саме останній чинник найбільш суттєво впливає на приріст чисельності. Наприклад, у Болгарії він сягає 22,7% при 5,1 поросяти на 1 самку перед початком полювання та 3,1 – після нього [135]. В той же час, на території Березинського заповідника з більш

суворою зимою і наявністю значної кількості вовків, максимальний приріст чисельності сягав понад 70% [262]. Натомість, пізніше ні в одній з південних областей України він не перевищував 20%, що опосередковано свідчить про вилучення тварин у розмірах, що перевищує відтворення їх ресурсів. Цьому сприяли браконьєрство та руйнація структури внаслідок переважного відстрілу плідників. На Дніпропетровщині у 1981/83 рр. частка дорослих кабанів у загальному об'ємі вилучення становила 60-68%, що призвело до скорочення чисельності на 33% [155]. З цих же причин у степовій Росії це явище набуло розмаху ще раніше. Зокрема, у Ростовській області (1979 р.) із 2831 вилучених тварин частка поросят склала лише 14 % [211].

Найбільшого розміру (12879 особин) південні угруповання досягли лише у 1988 р. – через $22,1 \pm 1,71\%$ (15-28) років після появи кабана у степовій зоні хоча у кожній із південних областей пік прийшовся на різні роки (табл. 5.14). Взагалі їх розвиток відбувався за типовою S-подібною кривою, яка характеризує динаміку чисельності популяцій тварин з великою тривалістю життя [281, 315].

Таблиця 5.14

Деякі характеристики південно-українських угруповань кабана

Адміністративна область	Рік появи кабана	Максимальна чисельність		Чисельність на 1.01.2002 р.	Скорочення чисельності, %
		рік	особин		
Одеська	1957	1983	2562	1124	56,1
Миколаївська	1963	1991	1954	485	75,2
Херсонська	1958	1980	1593	1084	32,0
Запорізька	1965	1980	1070	653	39,0
Дніпропетровська	1956	1981	2000	835	58,3
Донецька	1961	1980	2230	790	64,6
Луганська	1956	1976	4000	763	80,9

Таким чином, з 1979 р. степові угруповання кабана увійшли у фазу стабілізації, яка тривала до 1992 р. Упродовж неї спостерігалось одноразове, але значне скорочення чисельності, яке розпочалося у 1983 р. як наслідок надмірного

вилучення тварин. Зазначена депресія була суттєво поглиблена суворою зимою 1984/85 рр., під час якої загинуло дуже багато поросят [118, 120]. У ці роки чисельність кабана в степовій зоні континентальної України зменшилася майже на 2600 (21,01%) особин. Але за рахунок високої плодючості, скоростиглості, поліфагії та інших біологічних характеристик, південні угруповання виду швидко відновились і їх чисельність продовжувала коливатись на високому рівні. Причому, за виключенням депресії 1984/85 рр., динаміка чисельності увесь час мала незалежний від інших українських популяцій характер (рис. В.6), що свідчить про регіональну специфічність цього процесу та певні особливості використання ресурсів у степовій зоні.

Однак після 1992 р. у всіх південних областях відбулося неухильне скорочення чисельності кабана із швидкістю $7,7 \pm 2,89\%$ на рік, що співпало у часі з таким у всій Україні. Це явище охопило основні і другорядні осередки мешкання і інших крупних диких ссавців і не має ніякого відношення до природної динаміки популяцій. Взагалі криза останніх формувалася упродовж тривалого часу. Незважаючи на зростання чисельності вовка, який створює певний вплив на динаміку чисельності всіх копитних, скороченню їх чисельності сприяло прийняття та виконання інструкцій «Про порядок добування диких копитних тварин за ліцензіями» та «Продовольчої програми СРСР», які обмежували вилучення молодняку (1971, 1984 рр.). Упродовж тривалого часу в процесі полювання вилучалась найбільш продуктивна частина популяцій.

Після отримання незалежності, в Україні розвинулась економічна і соціальна криза, яка охопила всі сфери нашого життя. Вона сприяла появі великої кількості безробітних людей та зубожінню населення, для частини якого полювання стало одним із засобів виживання. Серед інших наслідків зазначеного слід назвати: погіршення криміногенної ситуації, появу прошарку дуже заможних громадян, частина з яких має надсучасну зброю, низьку заробітну плату працівників мисливських господарств тощо, що також сприяло розвитку браконьєрства на іншій основі. Окрім того, зволікання у формуванні нових відносин між

користувачами і орендарями мисливських угідь, невдалі законодавчі рішення призвели до виникнення протистояння між представниками державних і громадських мисливських організацій. У подальшому, саме воно, обумовлене тривалою відсутністю закону про полювання, а пізніше – його недосконалістю, сприяло скороченню ресурсів крупних диких ссавців. На тлі слабкості державної влади, це стало основною причиною надмірного вилучення копитних у всіх регіонах України.

Тренд чисельності показує негативну динаміку розвитку їх угруповань в південних районах незалежно від виду тварин і різною здатністю до відтворення (рис. В.7). Це видно по нахилу ліній регресії, які характеризують швидкість скорочення популяцій лося ($y=1.46...$), козулі ($y=6.13...$) та кабана ($y=2.34...$). Враховуючи малу площу їх основних біотопів на півдні України, ізольоване розташування осередків, саме тут найбільш відчутно негативний вплив браконьєрства. Звичайно, що популяційні механізми не в змозі компенсувати всі втрати та виправити структурні зміни, наслідком чого є порушення відносної стабілізації та подальша деградація угруповань дуже помітних копитних. За даної соціально-економічної ситуації в країні, зупинити стрімке скорочення їх чисельності дуже важко, оскільки зараз негативний вплив антропогенного фактору суттєво перевищує усі інші.

Скорочення чисельності копитних відбулося у всіх державах, які виникли на території колишнього СРСР. Це потребувало певних пояснень і пошуків причин зазначеного явища. Найбільш типовими вважають природну циклічність популяцій копитних та інших ссавців під впливом сонячної активності, що, буцім-то призводить до синхронних коливань їх чисельності з періодом у 13-16 років [274]. Однак, багатофакторний аналіз показав [165, 166], що вже давно чисельність великих рослиноїдних ссавців визначається, головним чином, впливом людини і великих хижаків; вона тісно пов'язана з соціальними катаклізмами під впливом яких багаторазово посилюється знищення тварин. Наприкінці ХХ ст. це безумовно пов'язано із зміною соціальних та економічних

відношень, яке спричинило погіршення життєвого рівня населення, послаблення охорони, зростання браконьєрства та негативного впливу вовків, здичавілих собак та їх гібридів. Зберегти та збільшити незначні ресурси диких тварин, і в першу чергу копитних, можна лише за умови зміни принципів і методів охорони, а також управління популяціями великих ссавців.

5.4.2. Динаміка чисельності угруповань зайця-русака. Серед великих ссавців південної України найбільш численним є заєць-русак, розмір популяцій якого відрізняється значною динамікою [94, 129, 154, 239, 597]. Зокрема, приріст його чисельності в господарствах, спеціально створених у 1959 р. для розведення і подальшого розселення зайців, складав 44,1-78,5%, але щорічні коливання цього показника були дуже значними (7,7-360%) [132]. Приріст чисельності зайців у Чехії, визначений за кількістю ювенільних тварин, наприкінці 80-х років XX ст. становив 58,6 % [613], що є подібною до південноукраїнських угруповань виду величиною.

Причиною таких коливань є велика залежність популяцій від впливу антропогенного фактору, а також виживаності молодняку від погодних умов. У зайця-русака доволі висока народжуваність чергується з високим рівнем ювенільної смертності, який сягає великих значень у місцях з високою вологістю та у роки з суворою зимою та пізньою весною [94, 97, 291, 361].

Відомо, що багатьом видам ссавців властива циклічність динаміки чисельності, яка не має стійкої повторюваності [280, 477, 622]. При цьому її коливання не відзначаються абсолютною синхронністю і можуть не зачіпати певних локальних угруповань. Однак, популяції однієї невеликої географічної області зазвичай, демонструють синхронні коливання чисельності, що часто збігаються за фазою [557]. Навпаки, у віддалених місцях можуть спостерігатися суттєві відмінності у динаміці чисельності, що, насамперед, визначається регіональними особливостями клімату. Зокрема, наші дослідження в

карпатському регіоні [97] показали незначний збіг коливань чисельності зайця-русака.

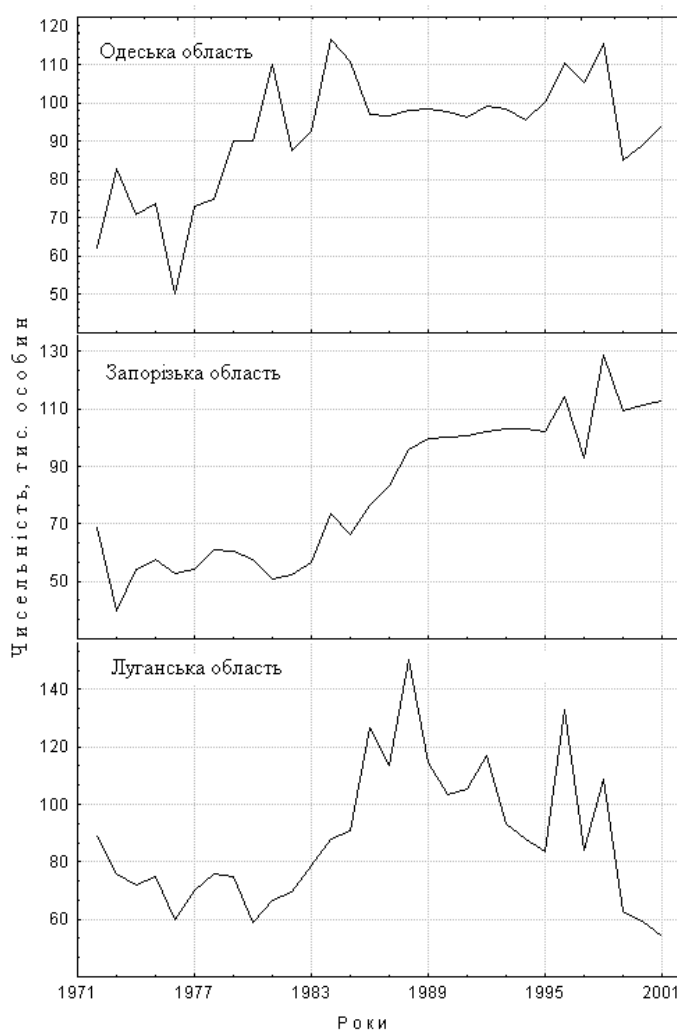
При порівнянні результатів обліку чисельності в віддалених одна від одної областях степової зони (рис. 5.14, табл. 5.15), звертає на себе увагу, що піки і депресії чисельності співпадають лише в окремі роки. Але їх тривалість майже не відрізняється між собою і якщо зростання чисельності потребує, приблизно, 2 (1-6) років, то скорочення відбувається майже миттєво – за 1,2-1,7 (1-3) років (табл. 5.15).

На Луганщині, яка відрізняється серед всіх інших південних областей найсуворішими зимами з дуже низькою температурою повітря, великою кількістю снігу тощо, зазначені коливання чисельності мають найбільшу пересічну амплітуду, яка сягає 82,9%. Тут упродовж періоду досліджень не було виявлено будь-якої стабільності взагалі, а спади і

Рис. 5.14. Динаміка чисельності зайця у різних областях південної України.

зростання чергувалися одне з одним. Але у 1980/86 рр. ми стали свідками тривалого зростання чисельності русака в Луганській області (6 років); він спостерігався і в інших областях України [94], але був перерваний тривалою сніжною

і холодною зимою 1984/85 рр. та холодною весною 1985 р. В Одеській області суттєве скорочення чисельності відбулося ще раніше – у 1981 р. внаслідок



тривалих ожеледиць. У 1986/94 рр. на території більшості степових областей спостерігалися і дуже холодні (1986/87 рр.), і дуже теплі зими, але не було тривалих зимово-весняних аномальних явищ погоди. Наслідком цього стала низька смертність молодняку перших приплодів, що, зокрема, в Одеській і Запорізькій областях призвело до стабілізації чисельності упродовж тривалого часу. Цікаво, що пересічні показники зростання і скорочення чисельності у степовій зоні України змінюються у напрямку з південного заходу – на північний схід, що співпадає зі зростанням континентальності клімату (табл. 5.15).

Таблиця 5.15

Деякі показники динаміки чисельності зайця-русака наприкінці ХХ ст.

Показники	Область		
	Одеська	Запорізька	Луганська
Тривалість періодів зростання чисельності, роки	2,2±1,64 (1-5)	2,0±1,00 (1-3)	2,2±0,79 (1-6)
Тривалість періодів скорочення чисельності, роки	1,2±0,20 (1-2)	1,3±0,82 (1-3)	1,7±0,36 (1-3)
Інтенсивність зростання, %	37,7±21,42 (4,2-120,0)	43,9±13,02 (11,8-100,0)	45,6±15,72 (13,6-115,3)
Інтенсивність скорочення, %	21,1±5,66 (4,6-34,8)	25,3±10,42 (8,6-76,9)	37,3±8,82 (10,3-77,6)
Піки чисельності, роки	1973, 1975* , 1981, 1984, 1996, 1998	1975 , 1978, 1984, 1996, 1998	1975 , 1978, 1986, 1988, 1992, 1996 , 1998
Депресії чисельності, роки	1974, 1976* , 1982, 1986, 1994, 1997 , 1999	1974, 1976 , 1982, 1986, 1994, 1997 , 1999	1976 , 1980, 1987, 1990, 1995, 1997 ,

*Збіг депресій і піків чисельності у всіх областях.

Для багатьох видів зайців характерні циклічні осциляції, які визначаються зростанням та скороченням чисельності через певні проміжки часу [227, 622].

Більш чітко вони виражені у зайця-біляка, але спостерігаються і в популяціях русака. При вивченні коливань чисельності біляка в арктичних районах Канади було помічено, що на віддалених територіях похибка між коливаннями становила близько двох років, але тривалість піків і депресій у різних місцях між собою не відрізнялась, а інтервали між піками, в середньому, дорівнювали 8.3 роки [552]. В болгарських популяціях русака пересічна тривалість повного циклу складала 20 років, але мала тенденцію до скорочення. Упродовж нього кожні 2-8 років відбувалися незначні коливання чисельності – зазвичай її зростання до пікового рівня триває 2-6 років, а скорочення – 2-4 роки. Найвизначніші катастрофічні зниження (майже до 15%) спостерігаються після тривалих зим з високим сніговим покривом. Але зараз основною причиною є погіршення екологічних умов через інтенсифікацію сільського господарства [323]. У деяких господарствах Чехії упродовж 1865-1897 рр., коли вплив антропогенного чинника не був таким значним як зараз, спостерігалось 4 піка чисельності, які повторювались, у середньому, через 7 років [598]. Близька за тривалістю фаз циклічність спостерігалась в угрупованні русака на північному Кавказі, де максимумами чисельності реєстрували в 1930, 1936, 1940, 1945, 1952, 1959, 1967 рр. – через $6,2 \pm 0,60$ (4-8) років [276].

За нашими даними [94], в Україні, незважаючи на поступове скорочення чисельності, викликане погіршенням екологічних умов внаслідок інтенсифікації сільського господарства, упродовж 30 років були помітними 4 цикли із середньою тривалістю $6,0 \pm 0,82$ (4-8) років. Наявність такої періодичності узгоджується з циклічністю кліматичних аномалій, які, здебільшого, мали глобальний характер. Опосередковано вони можуть надавати динаміці чисельності одноманітного ритму на значній за площею території (рис. 5.15). Наприклад депресія чисельності в 1957/60 рр. була обумовлена весняними холодами, які тривали до кінця квітня. В степовій зоні особливо різко чисельність русака скоротилася в 1960 р., коли весною на тлі морозної погоди, тут 22 дні лютували пилові бурі [359], що негативно вплинуло на парування тварин та сприяло загибелі великої кількості

зайченят. Взагалі погодні умови відіграють значну роль в динаміці чисельності всіх угруповань виду. За сприятливої зимової погоди, коли виживаність молодих тварин зазнає суттєвого підвищення, відбувається зростання чисельності і щільності населення. Тому повторюваність 2-3 теплих зим підряд для плодючого і дуже залежного від погодних умов зайця-русака сприяє різкому підвищенню його чисельності. У лютому 1961 р. у Європі встановилась надзвичайно тепла погода і на всій території нашої країни всі фенологічні дати наступили на 20 днів раніше [579]. Це сприяло високій виживаності зайченят і призвело до зростання

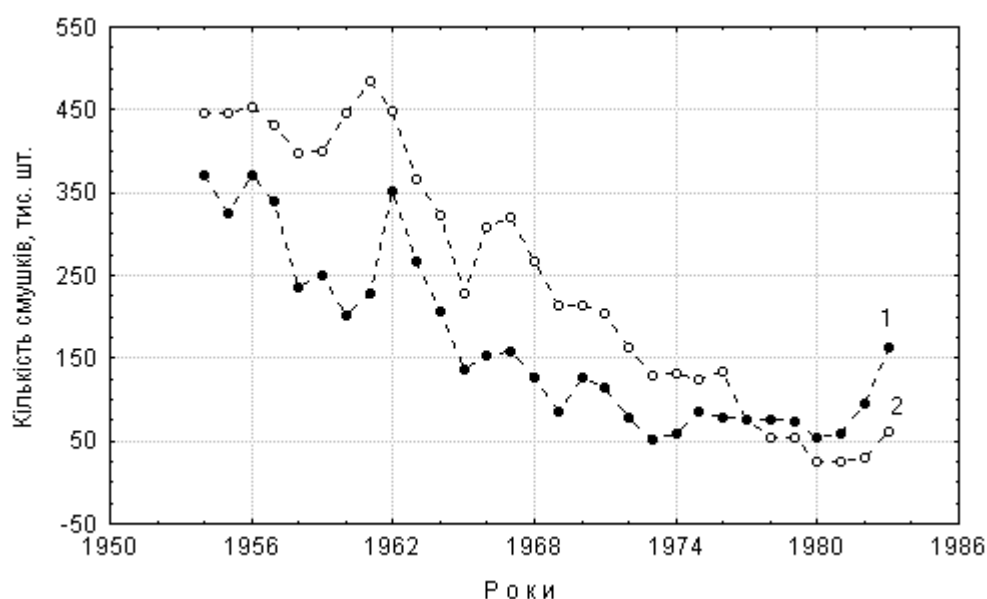


Рис. 5.15. Динаміка заготівлі смушків зайця у степовій зоні (1) порівняно з іншими районами України (2).

чисельності русака на великому просторі. Насамперед воно було зафіксоване в лісостеповій зоні, а в 1962 р. охопило й інші райони. В степовій зоні України пересічна щільність населення зайця склала 6-8 особин/100 га [94], а в країнах Західної Європи – 140-200 [172, 526]. Подібне явище спостерігалось у 1940 р., коли на північному Кавказі максимально пересічна щільність виду сягала 11,9/100 га [276]. Відповідне зростання чисельності русака спостерігалось на значному просторі в Україні у 1980/81 і 1981/82 рр., яке відбулося під впливом коротких теплих і безсніжних зим (рис. 5.11).

Але якщо тепла погода сприяє зростанню чисельності, то навпаки холодна стримує цей процес. На півдні України сніжні і морозні зими не відрізняються чіткою періодичністю, тому рівень смертності зайців від зимових чи весняних кліматичних аномалій тут значно вище чим в інших регіонах. У 1962/63 рр., коли на великих площах вимерзли озимі культури, та дві наступні надзвичайно суворі й тривалі весни у поєднанні з широким використанням пестицидів і мінеральних добрив негативно вплинули на стан популяцій багатьох диких ссавців. З 1962 по 1965 рр. заготовля заячих смушків скоротилася на 54,4% проти рівня 1961 р. (рис. 5.15). Цей період характеризувався дуже високою смертністю тварин різних вікових груп [94], що спостерігалось і під час суворих зим 1949/50 та 1953/54 рр. Зокрема, у 1954 р. на північному Кавказі було зафіксовано найнижчу щільність населення русака за 40-річний період, яка становила близько 1,6 особин/1 тис. га [276]. Напроти, тепла зимово-весняна погода 1965/67 рр. сприяла відновленню чисельності зайця-русака у більшості південних районів, але вона створила умови для спалаху чисельності сірої та гуртової нориць, які є небезпечними шкідниками сільськогосподарських культур. Це викликало необхідність посилення боротьби з ними за допомогою пестицидів. Нарівні з відомими своєю токсичністю фосфідом цинку і ДДТ [14, 452], стали широко використовувати аміачну воду і дуже небезпечний для всіх теплокровних тварин поліхлоркамфен [388]. У поєднанні з посухою 1968 р. це сприяло черговому скороченню чисельності русака майже в усіх областях України – в степовій зоні вона незначно зросла лише в Дніпропетровській та Одеській областях. Взагалі вивчення флуктуацій чисельності зайця-русака у південній Україні показало, що досягнення популяціями пікових значень відбувалося у роки з порівняно великою кількістю опадів (1966, 1971, 1976, 1981 і т.д.). Але якраз вони характеризувалися спалахами чисельності гуртової та сірої нориць і, відповідно, активними дератизаційними заходами. Внесення великої кількості пестицидів у 1975/77 рр. спричинило скорочення степових угруповань зайця та лисиці [3, 4]. Ця негативна тенденція була поглиблена літніми посухами 1968/69, 1972/73 рр. Винятком був

лише 1974/75 рр., коли суха але аномально тепла безсніжна зимова погода сприяла високій виживаності зайченят, що призвело до чергового підйому чисельності (рис. 5.16).

Унаслідок надмірної експлуатації ресурсів русака в Україні, що підтверджує багато дослідників [5, 86, 120, 359], річний приріст чисельності у степовій зоні упродовж 1972-2002 рр. коливався у дуже широких межах – від мінус 19,8 до

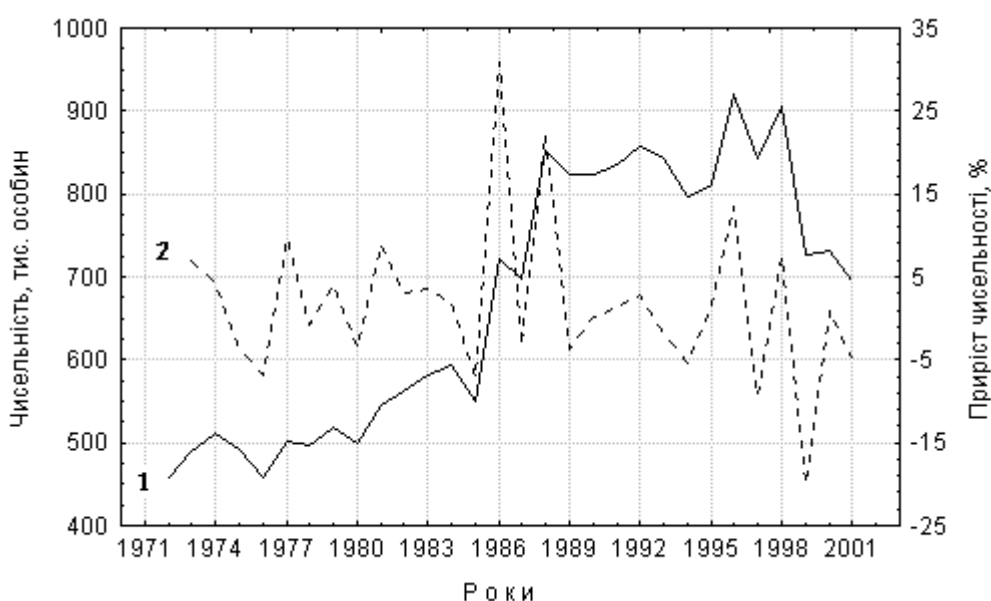


Рис. 5.16. Динаміка чисельності зайця (1) і її приросту (2) у степових популяціях.

плюс 30,9 %. Його ж пересічна величина становила позитивне, але дуже низьке, як для плодючого виду, значення ($1,8 \pm 1,78\%$). Причому, якщо максимум приросту у 1986 рр. було забезпечено сприятливими умовами зими та весни, то мінімуми 1997 р. (-9,2%) та 1999 р. (-19,8%) були наслідками надмірного вилучення тварин через збільшення кількості днів полювання з 6 до 24 (рис. 5.16). Навіть у 1985 р., коли в багатьох місцях південної України випало у декілька раз вище норми зимових опадів у вигляді снігу, який лежав до 20 березня, а морози перевищували $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, чисельність скоротилася лише на 7,2%. Для порівняння, у Болгарії окремі скорочення чисельності русака сягали 14,7% на рік, хоча пересічний коефіцієнт приросту сягав 1,2%. Але, внаслідок інтенсифікації

сільського господарства, у 1972 р. він знизився до 0,8% і тому в багатьох місцях полювання в 1973/74 рр. було заборонене або значно скорочене [590].

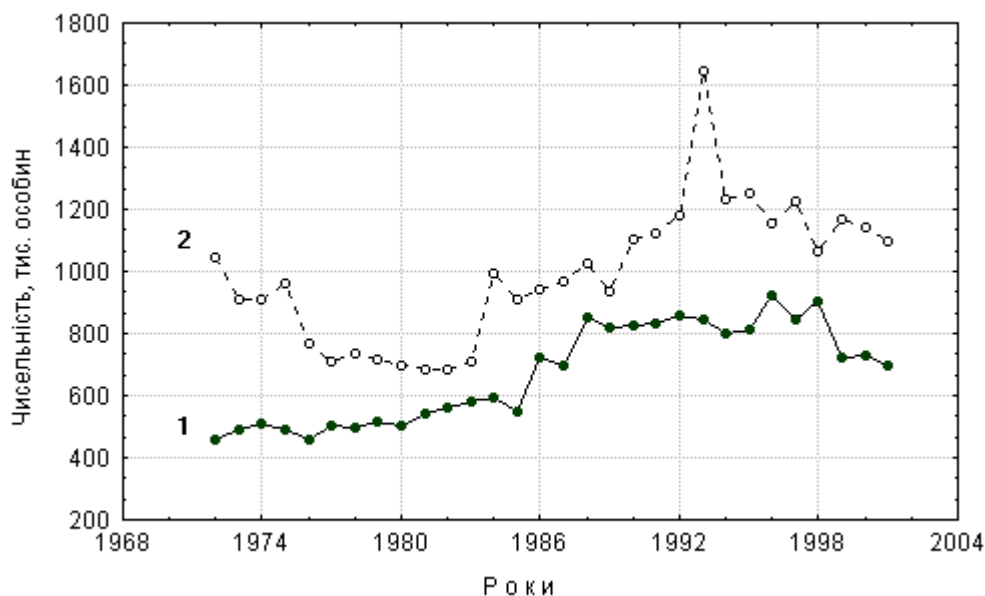


Рис. 5. 17. Динаміка чисельності зайця-русака в степовій зоні (1) у порівнянні з іншими районами України (2).

Порівнюючи динаміку чисельності південних угруповань русака з іншими в Україні (рис. 5.17) треба відмітити наступне:

у останній чверті XX ст. відбулося суттєве скорочення чисельності виду на території всієї держави, обумовлене глобальністю впливу антропогенних чинників у поєднанні з погодними аномаліями – при цьому найбільше постраждали його степові популяції;

- незважаючи на інтенсивне застосування хлорорганічних сполук для боротьби з гризунами і мінеральних добрив, які негативно впливають на відтворювальну здатність русака, у 1980-1982 рр., завдяки коротким теплим і майже безсніжним зимам, розпочалося помітне зростання чисельності русака у різних районах України – від Карпат до степової зони включно;

- південні периферійні популяції русака відзначаються дуже низьким пересічним рівнем приросту чисельності та його значною амплітудою, що є наслідком негативного впливу інтенсивного сільськогосподарського виробництва,

надмірного вилучення тварин під час полювання та аномальних явищ погоди (рис. В.8).

Окрім зазначеного, динаміка чисельності зайця-русака в південних популяціях має певну своєрідність: а) підйоми і скорочення чисельності співпадають у часі з іншими регіонами України лише в окремі роки, які відзначаються глобальністю кліматичних явищ; б) на неї дуже впливають регіональні особливості клімату, внаслідок чого спостерігається певна відмінність у швидкості зростання чисельності угруповань, яка, багато в чому, визначається його континентальністю та аномальними явищами погоди; в) скорочення чисельності відбуваються дуже швидко, що є наслідком негативного впливу кліматичних катастроф та інше.

РОЗДІЛ 6

ВІДТВОРЮВАЛЬНА ЗДАТНІСТЬ ПІВДЕННИХ УГРУПОВАНЬ ВЕЛИКИХ ССАВЦІВ ТА ЇХ СТРУКТУРА

Будь-яка популяція організмів входить до складу біогеоценозу, сполучається з ним певною системою зв'язків, які роблять ці структури природи взаємозалежними одне від одного. Складність зв'язків якраз і визначає можливість дуже досконалої регуляції еволюційного процесу. Засобом безпосереднього зв'язку між біогеоценозом і популяцією є розмноження її особин, завдяки якому в неї вливається нова генерація зі своїми спадковими особливостями, які, у певній мірі, є наслідком впливу біогеоценозу. За наявності мутаційного процесу і впливу багатьох побічних зовнішніх факторів, молоде покоління завжди чимось відрізняється від засновників [461]. У свою чергу це викликає збільшення тиску на середовище і, таким чином, виникає зворотній зв'язок, який реалізується через активність тварин у їх життєвих проявах [460]. У цій взаємодії популяції з біогеоценозом і формуються такі важливі популяційні характеристики, як народжуваність, смертність тощо, що призводить до створення певної статеві-вікової структури та обумовлює її динаміку у відповідні періоди розвитку угруповань. Вони багато в чому визначають і їх відтворювальну здатність.

6.1. Відтворювальна здатність угруповань копитних. Зростання чисельності копитних наприкінці XX ст. і формування їх угруповань у степовій зоні відбулося, окрім наведених вище причин, завдяки їх ефективній репродукції. Звичайно у кожного виду вона має свої особливості, які залежать від часу статевого дозрівання тварин, плодючості, участі самок у розмноженні, тривалості репродуктивного періоду тощо.

6.1.1. Європейська козуля. Тварини цього виду досягають статевої зрілості у віці 15-18 місяців. Прояв статевої активності у дорослих самців у південних районах України відбувається у травні-червні, що співпадає з кальцифікацією рогів та обчищенням їх від епідермісу. Максимальних розмірів сім'яники досягають в липні-серпні, коли і відбувається парування, яке триває 1-1,5 місяців [391]. Саме у цей час відбувається відділення молодих самців від матері, які спочатку ходять з перевесниками або більш старшими самцями, але з початком гону ці групи швидко розпадаються і молоді самці змушені мігрувати [565, 607]. Дорослі рогалі нетерпимі до інших особин своєї статі і дуже їх переслідують, причому не лише під час парування, а й упродовж всього вегетаційного сезону. Тому молоді самці змушені жити у буферних зонах, на межах індивідуальних ділянок або, як виняток, бути супутниками дорослих. Внаслідок чіткого розподілу угідь між самцями на ділянки площею 76 (15-230 га), які ними охороняються упродовж травня-червня, саме у їх межах відбувається парування одного рогаля з декількома самками [165]. Тривалість вагітності з безперервним ембріогенезом та латентною фаза триває 9,5-10,5 місяців [486]. То ж окіт козуль відбувається у найбільш придатний за кліматичними умовами термін – з 11 травня до 24 липня (рис. 6.1). У Західній Європі поява телят відбувається дещо раніше – з 24 квітня до 16 липня [531, 628]. Взагалі козулям потрібно більше, ніж



будь-яким іншим копитним, легкоперетравної їжі, яка найкращу якість у травні. Тому це є найбільш оптимальний місяць для появи молодняку [517], що співпадає на півдні України.

Плодючість козулі, встановлена за кількістю телят, у степових угрупованнях відрізняється стабільністю і становить $1,48 \pm 0,03$ особин на 1 самку, що приймала участь у розмноженні (табл. 6.1). Причому основна кількість новонароджених 55,42% – це одинаки; часто також зустрічаються двійні (41,51%) і дуже рідко (3,07%) – трійні. Для порівняння, у поліських районах України середній розмір виводку козулі складав 1,60-1,65, а у лісостепових – 1,35-1,69 [251]. Близькі до останніх показники (1,7) характерні для козуль Болгарії [179] та Німеччини

Таблиця 6.1

Деякі показники репродукції південноукраїнського угруповання козулі

Р о к и	Кількість самок			Плодючість		
	всього	з телятами	%	$M \pm m$	Limit	Σ
1971-1980	97	61	62,89	$1,47 \pm 0,54$	1 – 3	0,54
1981-1990	263	199	75,67	$1,49 \pm 0,05$	1 – 3	0,55
1991-2002	282	223	79,08	$1,48 \pm 0,03$	1 – 3	0,57
Разом:	642	483	75,23	$1,48 \pm 0,03$	1 – 3	0,56

(1.66), де, до речі, двійні складали 55%, а одинаки 40% [629]. Цікаво, що найвища плодючість (1,9 ембріони) та максимальна участь самок у розмноженні (96,6%) були зареєстрована на північно-західній межі видового ареалу у Литві – на кожну вагітну козулю тут припадало по 2,16 жовтих тіла вагітності [343]. Скоріш за все це явище має адаптивну природу і пояснюється кращим виживанням нащадків більш плодючих матерів у місцях з несприятливими

умовами існування. Адже відомо, що у зазначеного виду, за недостатнього забезпечення харчами, великих значень може сягати ембріональна смертність [1]. Зокрема, в роки з суворою і тривалою зимою у самок козулі виявляли по 3-5 ембріонів, а, народжувалось лише 1,7 теляти [178].

Відтворювальна здатність угруповань козулі також дуже залежить від їх статеві-вікової структури. Цікаво, що інтенсивність овуляції у старих особин вища, ніж у тварин середнього віку (3,5-5,5 років) і молодих (1,5-2,5 роки). Порівняно з 3-4 річними козулями, у тварин віком 6-7 років кількість ембріонів може складати 91%, у більш старих – 80%, але нащадки народжуються з малою відносною вагою та характеризуються слабким ростом [581]. То ж угруповання козуль, яке мешкає за оптимальних екологічних умов і не відчуває тиску полювання, здатне накопичувати значну кількість старих особин. Згодом це може призвести до збільшення темпів приросту чисельності за рахунок виживання менш пристосованих телят. Але наслідком цього буде неминуче здрібнення тварин і зростання їх залежності від впливу різних чинників.

На жаль, визначити точно вікову структуру угруповання козулі за допомогою спостереження на великих площах є складним завданням – найбільш помітними являються дорослі, напівдорослі (1 рік⁺) тварини та телята. За даними багаторічних спостережень, було встановлено, що в степових популяціях дорослі самці становлять найменшу частку, яка перевищує 21%. Вони зустрічаються більш ніж у 50% стад у кількості $1,21 \pm 0,03$ особини/стадо (табл. 6.2).

Таблиця 6.2

Структура популяції європейської козулі в степовій зоні України у 1971-2002 рр.

Статеві-віковий склад	Кількість особин		Кількість стад, де перебували		Кількість в 1 стаді		
	абс.	%	абс.	%	$M \pm m$	Limit	σ
Самці	452	21,44	375	57,17	$1,21 \pm 0,03$	1 – 4	0,51
Самки	642	30,46	436	66,46	$1,47 \pm 0,04$	1 – 6	0,79

Напівдорослі	298	14,14	190	28,96	$1,56 \pm 0,07$	1 – 3	0,93
Телята	716	33,96	368	56,10	$1,95 \pm 0,07$	1– 10	1,28
Всього:	2108	100,00	656	–	$3,21 \pm 0,09$	1– 19	2,39

Найбільшу частину зазначених угруповань становлять телята (33,96%), які зустрічаються у 56,10% стад – у середньому, $1,95 \pm 0,07$ особин на 1 стадо. Майже така ж частка в степових популяціях козулі належить дорослим самкам (30.46%), середня кількість яких дорівнює $1,21 \pm 0,03$ на 1 стадо.

За результатами мічення великої кількості телят було встановлено, що серед новонароджених співвідношення самців до самок дорівнює 1:1 [518]. Але, за рахунок підвищеної смертності особин чоловічої статі (див. далі) воно, в нормі, змінюється на користь самок. Зокрема, у степових районах це співвідношення становить 1:1.42, що є цілком нормальним для полігамного виду.

Таким чином, для південних угруповань козулі характерна висока відтворювальна здатність. Вона визначається високою участю самок у процесах репродукції, яка коливається від 62,89 до 79,08 % та їх високою плодючістю – на рівні $1,48 \pm 0,03$ теляти на 1 самку. Це забезпечує щорічну появу в популяціях біля 51,4% нащадків.

6.1.2. Лось. На початку освоєння території степової зони відтворювальна здатність угруповання лося сягала високих значень. Разом з інтенсивною міграцією тварин із інших регіонів це сприяло швидкому зростанню чисельності і забезпечувало щорічний приріст на рівні 5,8-6,0%, але надалі ці темпи скоротилися.

Вивчення особливостей репродукції лося показало що в період його найвищої чисельності лося в південній Україні (1981-1990 рр.) участь самок у процесах відтворення і їх плодючість були максимальними, тоді як в період формування популяції та депресії вони були достовірно нижчими (табл. 6.3). За узагальненими даними, наявність телят була відмічена у 44,4% груп де були самки, а середня величина приплоду становила $1,33 \pm 0,10$ або 0,41 на 1 дорослу

самку [118]. Серед телят 77,9% становили одинаки, 25.0% – двійні і 3,1 % – трійні (рис. 6.2.). У той час, участь дорослих самок степової популяції у розмноженні становила лише 40.29%, тоді як у Росії на півночі лісової зони цей показник становив 46,3%, а на її півдні – 68,8%. При цьому середнє число ембріонів на 1

Таблиця 6.3

Деякі показники репродукції південноукраїнського угруповання лося

Р о к и	Кількість самок			Плодючість		
	всього	з телятами	%	$M \pm m$	Limit	σ
1971-1980	76	28	36,84	$1,25 \pm 0,08$	1 – 2	0,44
1981-1990	83	37	44,49	$1,40 \pm 0,10$	1 – 3	0,60
1991-2002	47	18	38,30	$1,28 \pm 0,11$	1 – 2	0,46
Разом:	206	83	40,29	1.33 ± 0.10	1 – 3	0,52

вагітну самку складало 1.20-1.38, а загалом на 1 дорослу – 0,63-1,13 [427].

Цікаво, що на північній межі ареалу лося у Фінляндії у розмноженні приймало

участь 80-100% [606].

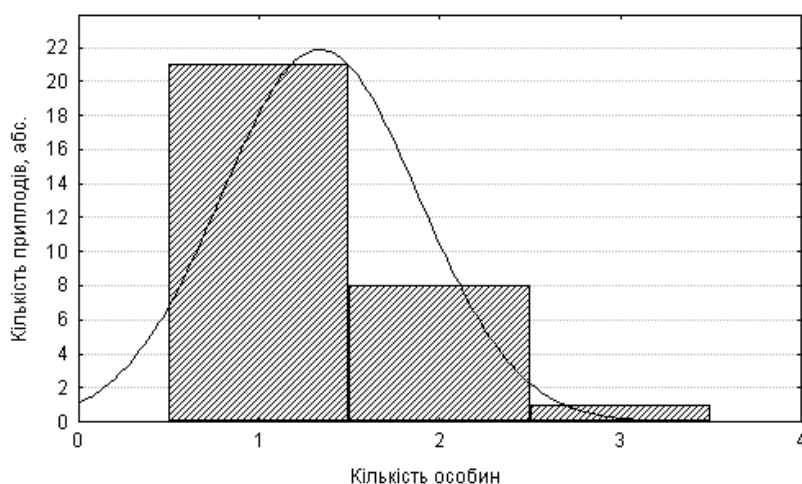


Рис. 6.2. Розмір приплоду у лося в південній Україні.

Найбільшу частку у південноукраїнській маргінальній популяції (77,5 % від усіх облікованих лосів) складали дорослі тварини (табл.6.4), що близько до ситуації на північному заході Росії – 73.6% [86] і в Білорусії – 76.4% [203]. Загальне уявлення про роль тварин певних статевих-вікових груп в досліджуваному угрупованні лося можна отримати при аналізі таблиці 6.4. З неї видно, що його основу становлять дорослі самки і самці, які зустрічаються, відповідно більш ніж у 61% та 52 % груп. Натомість тут спостерігається дуже низька частка напівдорослих лосів у віці біля 2-х років, що, без сумніву, є наслідком їх підвищеної смертності при розселенні.

Таблиця 6.4

Структура популяції лося на південній межі поширення в Україні*

Статеві- віковий склад	Кількість особин		Кількість стад, де перебували		Кількість в 1 стаді		
	абс.	%	абс.	%	$M \pm m$	Limit	σ
Самці дорослі	189	35,53	158	52,32	1.10 ± 0.04	1 - 5	0.44
Самки дорослі	223	41,92	186	61,26	1.11 ± 0.03	1 - 3	0.38
Напівдорослі	29	5,44	24	13,91	1.08 ± 0.06	1 - 2	0.28
Телята	91	17,11	63	27,48	1.33 ± 0.07	1 - 3	0.54
Всього:	532	100,00	301	-	1.77 ± 0.08	1 - 5	1.02

* Склад 16, переважно великих груп (3.63 ± 1.07 ; Limit 1-16), до яких входило 58 лосів, визначити не вдалося.

Найбільш оптимальним співвідношенням самців до самок у лося вважається показник від 1:0,9 до 1:1.1, що сприяє появі найбільшої кількості молодняку (25-26%) [320]. Зокрема на півдні лісостепової зони Росії в період стабілізації чисельності виду, при відношенні статей 1:1, телята становили 24.2%, а дорослі – 75,8 % [333]. У лісовій зоні Росії та Білорусії, за співвідношення самців і самок від 1,22:1-1,09:1 на користь перших, кількість телят була, відповідно, 16.3 та 14.8% [165, 223]. Навпаки у лісах південної України ще у 1967/89 рр.

спостерігалася значна перевага самок (1:1,3-1,4) і лише у відкритих ландшафтах серед одиничних лосів переважали самці – 1,6:1 [122]. Натомість частка телят в популяції не була надто значною і становила 17,1%. За багаторічними даними, тут співвідношення самців і самок було дуже оптимальним і становило 1:1,17 на користь самок. Це могло привести до зростання відтворювальної здатності угруповання лося, але цього не сталося. Навпаки тут була зафіксована значна частка самотніх тварин (44,5% від виявлених груп і однаків), що стало наслідком ускладнення зустрічей особин протилежної статі через великі відстані

Таблиця 6.5

Біотопний розподіл дорослих лосів на південній межі ареалу (%)

Б і о т о п и	Самотні лосі			Складні групи		
	всього тварин	самці (n=107)	самки (n=98)	всього тварин/ дорослих	самці без самок (n=13)	самки без самців (n=18)
Листяний ліс	74	36,5	63,5	89/51	5,9	13,7
Шпильковий ліс	26	53,9	46,1	37/18	27,8	11,1
Лісосмуга	29	72,4	27,6	36/19	5,3	10,5
Плавні	22	63,6	36,4	31/20	10,0	15,0
Лан	21	71,4	28,6	34/14	7,1	7,1
Сад	12	41,7	58,3	15/6	16,7	16,7
Балка	11	45,5	54,5	6/3	-	33,3
Степ	6	83,3	16,7	3/2	-	-
Зарості очерету	4	25,0	75,0	5/3	-	33,3
Разом:	205	52,2	47,8	256	8,4	20,6

між лісовими біотопами, імпульсивний характер міграцій та різну стратегію самців і самок на тлі нерозвиненості інформаційного поля.

Таким чином із 205 дорослих самотніх лосів 107 (52,2%) самців і 98 (47,7%) самок перебували у віддалених одне від одного біотопах, що стало на заваді ефективній репродукції. Це підтверджує і аналіз біотопного розподілу дорослих лосів різної статі, які входили до складу інших статевих вікових груп (табл. 6.5). У біотопах, де не було дорослих самок, мешкало 22 (8,4%) дорослих самців, а де не

було останніх – 53 (20,6%) самки. Нemoжливiсть участi їх у розмноженнi негативно вплинуло на рiст чисельностi, пересiчний розмiр якого скоротився вiд 20,6 до 5,9%. На жаль, екологiчна регуляцiя чисельностi не була врахована при експлуатацiї пiвденної популяцiї лося [118].

Звертає увагу, що дорослi самки лося вiддають переваги осiлому способу життя i при знаходженнi найбільш придатного бiотопу (листяний лiс, плавнi, тощо), оселяються в ньому надовго. Самцi на периферiї ареалу частiше вдаються до мiграцiй у пошуках самок та придатних бiотопiв, що в малолiсних районах є складною проблемою. Окремi особини доходять до берегiв морiв i гинуть вiд рiзноманiтних причин, серед яких переважає браконьєрство.

6.1.3. Благородний олень. Цей вид вiдноситься до низькоплiдних ссавцiв, самки якого народжують 1 теля – двiйни бувають дуже рiдко [138]. Загалом статева зрiлiсть у благородних оленiв настає у 17-18 мiсяцiв, коли у самцiв спостерiгається активний сперматогенез, а у самок – дозрiвання яйцевих фолiкулiв [484]. Але у бiльшостi популяцiй самки народжують перше теля лише у трирiчному вiцi [468, 478, 483]. Натомiсть, поширений у степовiй Укрaїнi асканiйський марал починає розмножуватись на 1 рiк ранiше. Зокрема, *всi* самки оленiв iз о-ва Бiрючий, iнтродукованих у Казахстанi, дали перший приплiд у 2 роки [440]. Iз 9 самок, завезених на Обитiчну косу в 1974 р. телятами, через 2 роки 5 (55,6%) стали матерями. У двох останнiх випадках парування оленiв вiдбувалося у вiцi 17-18 мiсяцiв, тодi, як у Бiловезькiй Пуцi за 30 рокiв спостережень були зафiксованi лише окремi випадки “реву” пiвторiчних рогалiв [469].

Незважаючи на затверджену у керiвних документах для ведення полювання в Укрaїнi участь самок благородного оленя у розмноженнi на рiвнi 45% [301], нiде у межах ареалу вона не являється такою низькою. На територiї Кримського заповiдника у 1957/61 рр. наявнiсть оленят була зафiксована у 30,1-43,5%

дорослих самок [405], але, за результатами анатомування у 1951/53 рр. 274 ланок, 206 (75,2%) з них були вагітними та лактуючими [484].

За багаторічними даними у контрольному угрупованні оленя на Обитічній косі (Азовське море) в процесах репродукції приймало участь щонайменше 76-80% дорослих самок, а, за відсутності полювання, – понад 85% (табл. 6.6). Із 52 досліджених нами у 1989-2003 рр. олениць 45 (86,5%) були вагітними. За свідченням мисливствознавця Азово-Сиваського заповідно-мисливського господарства Є.І. Рибіна, у 1980/86 рр. на о-ві Бірючий щорічно розмножувалось близько 80% самок.

Олені відносяться до тварин з яскраво вираженою полігамією. В усіх регіонах основними плідниками являються рогалі у віці 8-12 років, гареми яких

Таблиця 6.6

Деякі показники репродукції угруповання благородного оленя на Обитічній косі

Р о к и	Кількість самок		
	всього	з телятами	%
1985-1990	81	62	76,54
1991-1995	142	119	83,80
1996-2002	182	155	85,17
Разом:	405	336	82,96

складаються із 2-3, рідко – більше, самок. В Біловезькій Пуці їх пересічний розмір становив 2,3 (у 93% ревучих самців нараховувалось по 1-4 самки), і лише у окремих особливо крупних рогалів – їх було 8 і більше [469]. Подібне спостерігалось і в інших місцях мешкання цього виду [92, 158, 167]. На нашому стаціонарі співвідношення самок і самців було близьким 2:1, яке дуже змінювалось за роками (1,83; 1,60; 1,72; 1,60; 1,48; 1,58; 1,61) (табл. 6.7).

Розглянувши наведений варіаційний ряд, звертає увагу імпульсивний характер його коливань з переважанням самок у всі роки. Між тим в популяціях благородного оленя при народженні співвідношення самок і самців близьке 1:1 [426, 469, 564]. Зокрема, в Криму із 122 ембріонів було 60 самців і 62 самки, тоді як серед дорослих тварин частка самок становила 62% [485]. На Обитічній косі із 43 досліджених нами ембріонів було 23 самки і 22 самці. У даному випадку, у майже острівному угрупованні виникає гостра статева конкуренція серед

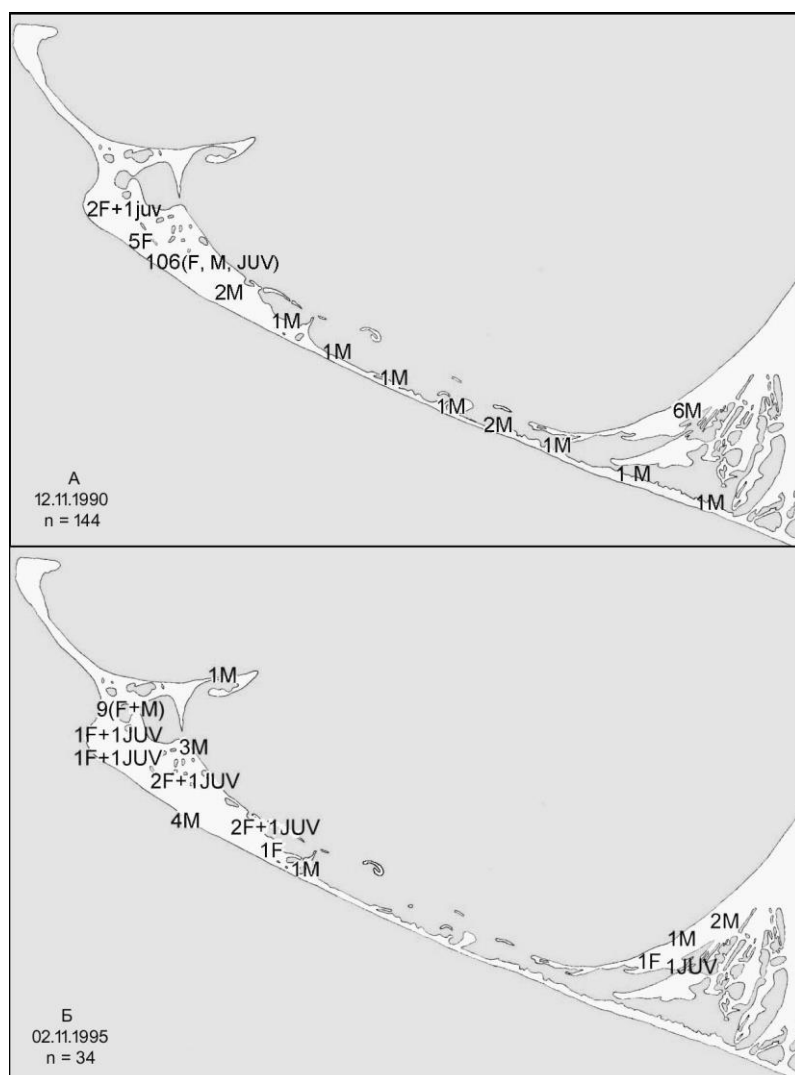
Таблиця 6.7

Динаміка структури і чисельності угруповання благородного оленя на
Обитічній косі за відсутності полювання

Роки	Дорослі		Однорічки		Телята	Чисель- ність	Приріст чисельності	
	самці	самки	самці	самки			особин	%
1995	6	11	4	5	8	34	-	-
1996	10	16	4	4	15	49	15	44,1
1997	11	19	7	5	15	57	8	16,0
1998	15	24	6	7	20	72	15	26,3
1999	21	31	9	11	29	101	25	34,7
2000	26	41	13	14	35	129	29	28,7
2001	31	50	14	16	36	147	18	13,4

дорослих самців за самок, що є наслідком вродженої полігамії. Це призводить до своєрідного формування загальної адаптивної структури внаслідок міграції частини тварин. Після закінчення активної фази парування, яка триває 31-50 днів, статевозрілі самці, що програли шлюбні турніри розподіляються більш-менш рівномірно по вільній території мов би очікуючи появи самок (рис. 6.3 - А). Справа в тому, що після закінчення ревіння, загальна тривалість якого охоплює значно більший відрізок часу (40-108 днів), ніж парування, у частини молодих

статевозрілих самців сексуальний поклик повністю не згасає [601]. Це є наслідком високого рівня тестостерону в крові, хоча після парування у більшості самців відбувається його скорочення, разом з масою тіла та масою тестікул. Незважаючи на те, що у рогалів вже у листопаді починається дегенерація сперматогенного епітелію, процеси сперматогенезу тривають ще досить довго [484]. Тому у віці 3-5 років самці можуть утворювати групи, які залишають місце основного мешкання і відправляються на пошуки самок. Незважаючи на різницю у просторовому розміщенні тварин (рис. 6.3), їх міграції відбуваються як за високої, так і за низької щільності. Іноді до міграцій вдаються самки з телятами і тоді чисельність угруповання і його приріст скорочуються. Зазвичай це підсилюється агресивною поведінкою домінуючих самців. Цікаво, що в умовах мешкання декількох видів копитних у загорожі (заповідник “Асканія-Нова”) за



високої щільності (60 кг/га) першими покинули територію здорові та сильні олені обох статей, а залишились переважно ялові самки з декількома самцями, що мали дефекти рогів [269]. То ж в

Рис. 6.3. Просторовий розподіл оленів на Обитічній косі після періоду парування (з борту гелікоптера).

південних угрупованнях благородного оленя молоді

статевозрілі самці представ-ляють групу найбільшого ризику, які можуть мігрувати за межі осередку постійного мешкання. Враховуючи, що придатних для виду біотопів в степовій зоні дуже мало і всі вони знаходяться на великій відстані один від одного, можливість заселеннями їх оленями дуже низька. Тому всі мігранти приречені на загибель від різних причин, серед яких переважає браконьєрство, а в останні роки – знищення вовками.

У зв'язку з стабільно високою участю самок у розмноженні, значною тривалістю репродуктивного періоду та життя, угруповання благородного оленя тривалий час можуть мати дуже стійку віково-статеву структуру. Розрахунки, зроблені на 21 рік – термін, упродовж якого будь-яка популяція зазначеного виду теоретично може існувати без загибелі тварин від старості, відтворюють приблизну картину її динаміки (табл. Б. 5). Узагальнені дані (табл. 6.8) показують, що після досягнення інтродукованими телятами (5 самців і 7 самок)

Таблиця 6.8

Розрахункова структура угруповання благородного оленя на Обитічній косі

Віково-статеві групи	Кількість тварин, %		
	$M \pm m$	Limit	σ
Дорослі самці	25.1 ± 0.76	15.6 - 27.6	3.3
Дорослі самки	28.4 ± 0.62	27.0 - 39.1	2.7
Однорічні самці	11.4 ± 1.36	9.3 - 35.7	5.9
Однорічні самки	12.9 ± 2.87	8.7 - 64.3	12.5
Телята (самці)	14.8 ± 1.13	12.6 - 35.7	5.1
Телята (самки)	16.3 ± 2.57	12.5 - 64.3	11.5
Дорослі	53.5 ± 0.77	43.8 - 60.8	3.3
Напівдорослі	20.1 ± 4.23	18.8 - 28,1	2.2
Телята	27.4 ± 0.71	25.4 - 39,0	3.1

статевої зрілості, структура дуже залежить від кількості дорослих самок репродуктивного віку, частка яких становить близько 28 (27.0-39.1)%. Іншими словами, середньорічний приріст чисельності за рахунок новонароджених особин може перевищувати цю величину лише за збільшення відсотку олениць. Це

дійсно спостерігалось на огорожених територіях та островах в угрупованнях благородного та плямистого оленів.

Таким чином, для степових угруповань благородного оленя характерна висока відтворювальна здатність. Вона визначається високою участю самок у процесах репродукції, яка коливається від 76,5 до 85,2 %, що забезпечує щорічний приріст на рівні на 13,4-44,1 ($27,2 \pm 4,69$) % від загальної чисельності або на 39,3-63,9% за кількістю молодняку.

6.1.4. Дикий кабан. Найбільшу відтворювальну здатність серед копитних в Україні має дикий кабан. Наші дослідження показали, що у степовій зоні зазвичай в процесах репродукції приймає участь 77,1 % свиней. Цей показник мав найменше значення в період інтенсивного заселення кабанами степової зони (1971/75 р.) і на території приазовського стаціонару склав 60%. У 1976/95 р. у розмноженні брало участь 74,4–82,4% дорослих свиней (табл. 6.9). Навіть у 1996/99 р., коли в популяції розпочався спад чисельності, аналізований

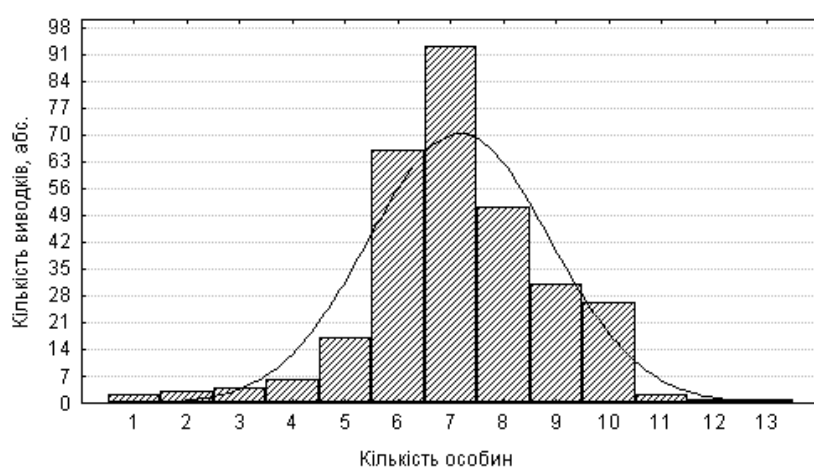
Таблиця 6.9

Основні показники репродукції південноукраїнського угруповання дикого кабана

Р о к и	Кількість свиней			Плодючість		
	всього	з поросятами	%	$M \pm m$	Limit	σ
1971-1975	20	12	60,00	$6,75 \pm 0,55$	2 – 10	1,91
1976-1980	109	84	77,06	$7,06 \pm 0,18$	1 – 13	1,64
1981-1985	89	68	76,40	$7,15 \pm 0,16$	3 – 11	1,28
1986-1990	82	61	74,39	$7,17 \pm 0,18$	1 – 10	1,42
1991-1995	51	42	82,35	$7,19 \pm 0,24$	2 – 10	1,55
1996-2002	44	36	81,82	$7,04 \pm 0,30$	2 – 10	1,51
Разом:	395	303	75,34	$7,16 \pm 0,09$	1 – 13	1,72

показник перевищував 81%. Фактична плодючість диких свиней у південній Україні складає $7,16 \pm 0,09$ поросяти на самку, що розмножувалась. Це значно більше, ніж у Росії, де вона становила 6,1-6,4 (1-12) ембріонів [211, 360], в Казахстані [380] чи в країнах Південної і Західної Європи [135, 548, 657, 619, 634] – 4,4- 6,4.

Загалом у південній Україні переважають виводки з 5-7 поросят (56.14%) і 8-9 (28.07%); рідше зустрічаються виводки з 10-13 (10.53%) чи 1-4 (5.26%) (рис. 6.4). Останнє частіше спостерігається у молодих свиней – в різні роки від 9 до 31% самок віком 9-12 місяців паруються вперше. Основна кількість поросят народжується у дуже сприятливий за кліматичними умовами термін – з 15 квітня по 5 травня (табл. 6.10). Ранні (у березні) чи пізні (у липні-серпні) пологи у



свиней бувають дуже рідко. Можливою причиною цього є переважна участь у розмноженні дорослих тварин. Наприклад, у європейських дуже інтенсивно

Рис. 6.4. Розмір виводку у дикої свині (n=303).

експлуатованих популяціях переважають молоді особи, що, за даними багатьох фахівців [490, 510, 539] призводить до зміни терміну народження поросят,

скорочення плодючості, появі слаборозвиненого потомства тощо. Не можна зневажити і тим, що досліджувані популяції кабана виникли в результаті схрещування представників різних підвидів, серед яких крім *Sus scrofa attila* були *S. s. ussuricus*, *S. s. scrofa*, що сприяло підвищенню гетерозиготності угруповань і їх екологічної стійкості внаслідок гетерозису [166]. У період, коли самки виховують поросят, самці минулого року народження залишають материнське стадо. Хоча деякі з них у весняно-літній час зрідка відвідують родичів, але в період парування при наявності старших сікачів молоді самці у віці 12-18 місяців поодиночки чи невеликими групами мігрують у пошуках вільних самок [118]. Це є загальною закономірністю і відзначене в Польщі [490], Німеччині [628], Франції [510, 617] і в інших країнах. Часто ці групи складаються з 1-2 особин і дуже рідко вони представлені 6-8 кабанам. Саме самці зазначеного віку, як найбільш рухлива частина популяції, гинуть частіше інших статевозрілих тварин. Самки ж часто залишаються з матір'ю і беруть участь у розмноженні наступного року,

Таблиця 6.10

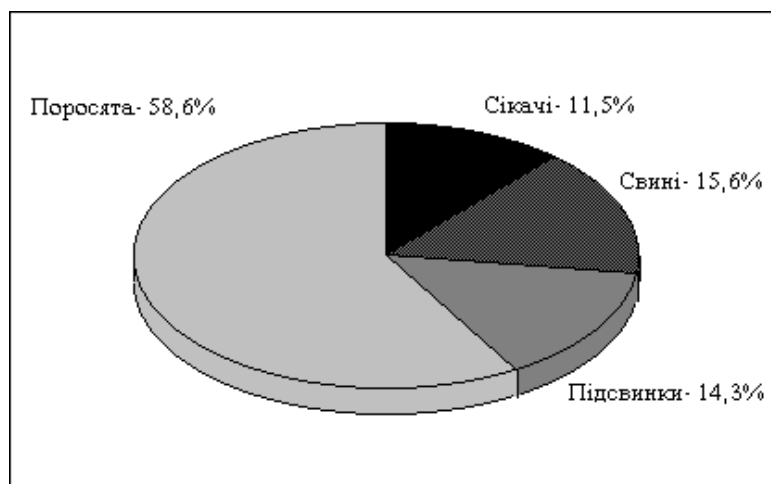
Термін народження поросят в степових районах України

Дати зустрічі поросят	Кількість знайдених виводків	
	Абсолютно	%
13 - 31 березня	3	3.95
1 – 15 квітня	19	25.00
16 – 30 квітня	36	47.36
1 – 15 травня	8	10.52
16 – 30 квітня	4	5.26
1 – 15 червня	3	3.95
1 – 15 липня	1	1.32
1 – 15 серпня	2	2.64

Разом:	76	100.00
--------	----	--------

формуючи разом зі своїми дітьми і поросятами матері великі стада ($n = 27$), що складаються з 10-42 особин. Регулярно у деяких тварин спостерігається раннє статеве дозрівання, що дає їм можливість паруватись у віці 8-9 місяців. Це звичайне явище серед кабанів при достатньому забезпеченні кормами в початковий період онтогенезу. Якщо в Білорусії це явище відзначали як велику рідкість [222], то в Німеччині більш 50% свиней у віці 7-9 місяців бере участь у розмноженні [577]. У південних районах України серед самок, що приймають участь у процесах репродукції, у різні роки поросята складають 9-31 %. Оскільки популяційні особливості в кабана такі, що на початку періоду статевого дозрівання поросята живуть у материнському стаді, при відсутності дорослих самців сексуальними партнерами молодих самок можуть бути тільки брати. За екстер'єром вони здатні покривати лише одноліток. Молоді тварини паруються пізніше дорослих – зазвичай на початку січні, коли сперматогенез у дорослих сікачів згасає.

Висока плодючість самок дикого кабана, полігамія, велика тривалість життя та майже постійне переслідування його людиною сприяють формуванню своєрідної статево-вікової структури (рис. 6.5). Зазвичай найбільш численною структурою угруповань виду є поросята, кількість яких дуже коливається – від



49% у центральній Росії [125] до 65,3% у заповідниках Білорусії [262]. У той час,

Рис. 6.5. Узагальнена статевовікова структура південної популяції кабана (1977-2001 рр.).

у степовій Україні вони становлять майже 60% усіх облікованих нами тварин, що свідчить про значну відтворювальну здатність південних популяцій цього виду. Багато в чому вона залежить від кількості дорослих свиней в угрупованні. Зазвичай в степових районах в одному стаді може перебувати 1-6 особин, але пересічна кількість їх сягає $1,45 \pm 0,05$ (табл. 6.11) або 15,6% від усіх тварин. В місцях з менш ефективною репродукцією, їх частка може бути значно більшою, наприклад, у центральній Росії – біля 25% [125], на її північному заході – 26,5% [360], а в Казахстані – 50,9% [380].

Звичайно, що на відтворювальну здатність також впливає наявність дорослих самців та їх частка в популяціях кабана. За невеликої кількості сікачів, частина свиней може залишитися незаплідненою, що негативно впливає на динаміку чисельності, зокрема на її приріст. У південних популяціях дорослі самці зустрічалися в 287 стадах або в 92,3% від кількості стад з самками (табл. 6.11). Їх загальна кількість становила 11,5% від усіх облікованих тварин (рис. 6.5), але в одному стаді під час парування перебувало не більше трьох сікачів ($1,16 \pm 0,02$). У цей період самці охороняють свої гареми невідступно слідуючи за самками. Після закінчення еструсу у свиней, який триває всього 48 годин, самці покидають репродуктивні угруповання і живуть поодиночі [619].

Таблиця 6.11

Структура популяції дикого кабана в степовій зоні України за багаторічними даними (1977-2001 рр.)*

Статевो- віковий склад	Кількість		Кількість в 1 стаді		
	стад	особин	$M \pm m$	Limit	σ
Сікачі	287	332	$1,16 \pm 0,02$	1 – 3	0,42
Свині	311	452	$1,45 \pm 0,05$	1 – 6	0,82
Підсвинки	200	414	$2,07 \pm 0,11$	1 – 8	1,57
Поросята	254	1695	$6,67 \pm 0,28$	1 – 34	4,50
Разом	582	2893	$5,08 \pm 0,23$	1 – 42	5,47

* Склад 9, переважно великих груп ($12,11 \pm 4,4$; Limit 2-33), до яких входило 109 кабанів, визначити не вдалося.

Узагальнюючи дані, отримані при вивченні дикого кабана, слід зауважити, що його степові угруповання мають дуже значні відтворювальні властивості. Вони визначаються великою кількістю самок (77,10%), які приймають участь у репродукції, та їх високою плодючістю ($7,16 \pm 0,09$), що здатне забезпечити щорічний приріст на рівні 141,5% за кількістю молодняку.

7.2. Відтворювальна здатність угруповань зайця-русака. На відміну від інших диких ссавців, тварини зазначеного виду досягають статевої зрілості дуже рано – в 4, але більшість у 6-8 місяців [154, 227, 357]. Заєць-русак взагалі має значний рівень репродукції, який забезпечується високою плодючістю, наявністю декількох приплодів упродовж року та суперфетацією. Останнє явище було відкрите порівняно недавно і полягає в здатності до запліднення вагітних самок за 1-8 днів до пологів. При цьому тривалість між пологами скорочується на 32-35 днів проти 42-46 [447].

За даними різних дослідників (табл. 6.12), розмноження русаків у степових районах України триває майже цілий рік. Лише в листопаді та в грудні статева активність їх сильно скорочується або повністю припиняється [239, 453]. Із 144 самок, досліджених нами в осінньо-зимовий період, лише 2 (1,4%), що були добуті 6 листопада, 1 (0,7%) – 28 грудня і 2 (1,4%) – 15 та 21 січня, були

вагітними. На південній межі поширення виду Україні парування, вагітність і лактація на протязі 11 місяців (з січня по грудень) відбуваються без помітних пауз. Лише в серпні статева активність русака зменшується [453], що спостерігається і в інших країнах Європи. Зокрема, у Франції, у 2-й половині вересня більш ніж 80 % самок були лактуючими, а з другої половини листопада – жодної [584].

Парування зайців в степовій зоні відбувається вже наприкінці грудня та у січні, внаслідок чого перший виводок з'являється у останній декаді лютого та на початку березня зазвичай за дуже несприятливих кліматичних умов. Причому явище зимових пологів у русака має масовий характер. Із 158 самок, добутих наприкінці мисливського сезону у Одеській та Дніпропетровській областях,

Таблиця 6.12

Деякі показники репродукції південноукраїнського угруповання зайця-русака

Місяць	Участь самок у розмноженні		Плодючість	
	1*	2**	1*	2**
Січень	11,1	0	2,5	0
Лютий	66,7	21,2	4,5	1,3
Березень	80,0	39,5	1,8	2,3
Квітень	92,3	51,2	5,0	2,3
Травень	90,0	63,4	4,0	2,4
Червень	75,0	60,3	4,7	3,0
Липень	83,3	60,3	3,3	3,0
Серпень	57,1	45,2	3,4	1,7
Вересень	42,9	23,2	2,5	1,5
Жовтень	27,3	5,6	1,7	2
Листопад	10,0	0	2,5	0
Грудень	0	0	2,5	0

1* - в природних умовах [453]; 2** - в вольєрі [21].

37,3% були вагітними, а їх пересічна плодючість складала 2,8. У північній та центральній Росії взимку сперматогенез та овогенез у цього виду взагалі

зупиняється, але у березні набуває значної інтенсивності. Внаслідок цього тут у русака спостерігається лише два виводки, але зайченята народжуються у більш сприятливий час, ніж на півдні ареалу. Це дає змогу північним угрупованням виду скоротити рівень смертності і, з урахуванням 10%-ї резорбції ембріонів, забезпечити середньорічну плодючість на рівні 7 зайченят на самку [227]. У степовій зоні України найчастіше у самок реєстрували 1 (22,4%), 2 (42,2%) 3 (17,2%) та 4 (14,7%) ембріони; дуже рідко зустрічалися зайчихи з 5 (0,9%) та 6 (2,6%) ембріонами, а середня плодючість складала 2,36 [239]. Враховуючи, що у майже 100% особин пологи відбуваються 3 рази на рік, у 30% – 4, а у деяких – 5, доросла самка, у середньому, народжує 10-12, молода – 8 зайченят на рік. При цьому у 15,8% тварин відбувається суперфетація [453].

На темпи відтворення русака дуже впливають зимові погодні умови. В країнах з м'якими зимами, зокрема в Нідерландах, розмноження розпочинається дуже рано – наприкінці грудня у 50% дорослих та 14% молодих самок вже помітні жовті тіла, а в середині січня 79% дорослих та 12% молодих зайчих є вагітними. Взагалі у репродукції тут приймає участь близько 83% самок, розмір середньорічного виводку становить 2.68, а вихід зайченят на 1 дорослу самку – 11,02 [501, 502]. Цікаво, що в Новій Зеландії, за сприятливого м'якого клімату, зайці розмножуються упродовж всього року без помітних пауз і у них буває 4-8 виводків. Але, незважаючи на це, їх пересічний розмір дещо менший, ніж у Європі, а вихід зайченят на 1 дорослу зайчиху не перевищує 10,3 особин [524].

Незважаючи на високу плодючість зайців, кількість молодняку на 1 самку наприкінці періоду полювання є мінливою і часто дуже незначною величиною. У Херсонській області упродовж року реєстрували появу 4 приплодів розміром 2,7; 5,3; 2,6 та 3 ембріони відповідно (Σ 13,6), але народилося лише 11,8 зайченят [446]. У 70-х роках у Запорізькій області осінню пересічна кількість молодих зайців у перерахунку на 1 дорослу самку становила 1,4-6,0 особин [132]. У Польщі середній вихід молодняку на самку у сприятливі роки становив 7,4

зайченяти, а у несприятливій – лише 2,3 [595], у Німеччині, відповідно, – 11.0 та 3.2 [578]. Одною із причин цього є висока ембріональна смертність, внаслідок елімінації зародків на різних стадіях їх розвитку через несприятливе харчування у відповідальні періоди репродуктивного циклу. Звертає на себе увагу (табл. 6.12), що участь самок русака у репродукції на півдні України сягає максимальних значень (75,0-92,3%) у березні-липні. За деякими винятками, у цей час спостерігається і найвища плодючість. Причому це було зареєстроване і в природних умовах [453], і при вирощуванні зайців у вольєрі [21]. Поява найбільшої кількості молодняку співпадає з найвищою концентрацією якісних кормів у природі, що, безперечно, має відповідне адаптивне значення.

У русака, як і в інших споживачів рослинної їжі, спостерігається дуже низька вибірковість до якості кормів. Між тим упродовж року остання дуже змінюється. З квітня по вересень включно кількість протеїну у основних кормах становить 11,0-18,5%, жиру – 3,1-5,7%, клітковини – 30,8-24,9% [134]. Інтенсивність споживання кормів русаком у плінні року приблизно однакова; вона лише незначно підвищується в період підготовки до сезону розмноження і знижується в період вегетації. При цьому вміст білку в кормі сягає 10-16,8%, що являється граничною величиною якості. За позитивного балансу азоту або близького до 0 (0,101-1,002), це вказує на задоволення потреби в білку. Зниження вмісту білку до величини меншої 10% призводить до погіршення кондиції, зниження вибірковості в харчуванні на тлі погіршення якості кормів у природі. За такого харчування маса тіла зайця починає різко знижуватися, а тривалий кормовий песимум, який на півдні обумовлений тривалими зимово-весняними ожеледицями та літніми посухами, сприяє скороченню ефективності розмноження з 0,9 до $0,65 \pm 0,75$, а виживання – вдвічі: з 76,4% до 37,7% [38]. Внаслідок цього, у степових районах України 4-5% ембріонів резорбується, а 30% зародків гине на стадії органогенезу [453]. У Нідерландах, за порівняно

сприятливих зимових умов, ембріональна смертність, яку визначали за різницею між кількістю жовтих тіл та ембріонів, у зайців сягала 6-19 % [503].

Звичайно, що на відтворювальну здатність русака дуже впливає статеві-вікова структура його угруповань, яка відзначається значною динамікою. На відміну від інших полігамних ссавців, співвідношення кількості самців до самок в них близько 1:1 [154, 227, 239, 584, 595]. Незважаючи на пошуки певних закономірностей у зміні співвідношень статей за різного стану чисельності (табл. 6.13), в локальному угрупованні русака таких знайти не вдалося – домінування самок або самців спостерігалось як під час зростання чисельності, так і під час її скорочення. Хоча у 1966/67 рр., у спеціалізованих диких господарствах степової України з високою щільністю населення русака співвідношення статей становило 1:1,38-1,77 на користь самок. Причому близьке до зазначеного співвідношення було виявлене як серед дорослих, так і серед молодих тварин [132]. Скоріш за все, що невелика індивідуальна ділянка русака і порівняно висока з іншими видами досліджуваних ссавців щільність сприяє ефективному заплідненню більшості самок за різного співвідношення статей.

Загалом відтворювальну здатність угруповань будь-якого виду зручно оцінювати по співвідношенню дорослих тварин і їх нащадків. Зокрема, у Німеччині частка молодих зайців дуже змінюється за роками (45-72%) і за типами угідь (30-70%) [609], а у Польщі розмір щорічних коливань перевищує 45% при пересічній величині в 50% [545]. За нашими даними (табл. 6.13) в окремі роки частка молодих зайців в приазовській маргінальній популяції може коливатись від 51,4 до 66,9 %, але в середньому цей показник становить 60,8%. Причому розмір зазначених коливань визначається кількістю зайченят, які дожили до листопада ($r=0,59$; $p=0.05$).

Враховуючи, що вікова структура угруповань русака дуже залежить від екологічних умов, зазначені показники відзначаються значною мінливістю. В Запорізькій і Миколаївській областях наприкінці 70-х років XX ст. частка зайців

у віці менше 1 року коливалась від 48,6 до 78,5%, а кількість молодняку на 1 дорослу самку – від 1,9 до 6,0 [132]. Під час депресії чисельності 1969/72 рр., за даними Л.С.Шевченко, частка молодих зайців суттєво скоротилась і у державних мисливських господарствах “Куйбишевське” (Запорізька обл.) сягала 20-31%, “Вознесенське” (Миколаївська обл.) – 14% і лише у державному мисливському господарстві “Буркути” (Херсонська обл.), де була незначна вибірка (n=48), – 46%.

Зазначене явище значної мінливості статеві-вікової структури русака за його високої відтворювальної здатності зареєстроване і в інших країнах Європи.

Таблиця 6.13

Статеві-вікова структура угруповання русака в українському Приазов'ї

Роки	Стан чисельності	n	Дорослі особини, %			Молоді особини, %	Кількість молодих на 1 дорослу самку*
			самці	самки	Разом		
1967/73	Скорочення	121	14,8	26,5	41,3	58,7	2,2±0,21
1973/78	Зростання	145	9,0	24,1	33,1	66,9	2,7±0,37
1978/81	Скорочення	138	26,1	22,5	48,6	51,4	2,2±0,19
1981/95	Зростання	268	19,4	17,9	37,3	62,7	3,5±0,54
1995/02	Скорочення	144	18,1	20,1	38,2	61,8	3,1±0,47
Разом:		816	17,8	21,4	39,2	60,8	2,8±0,36

*на початок полювання.

Зокрема, в 1962/65 рр. пересічна кількість молодих зайців у Польщі складала 50% [545], а у 1966/68 рр. – 62-73% при співвідношенні статей 1:1 з невеликою перевагою самок [592]. У 80-ті роки в колишній Югославії це показник коливався від 31,8 до 66,4 % [547].

Узагальнюючи підрозділ, треба зауважити, що південні маргінальні популяції зайця-русака мають значну відтворювальну здатність, яка здатна забезпечувати щорічний приріст чисельності на рівні 120-155%. Але, на жаль вона, на відміну від всіх інших диких ссавців регіону, нівелюється дуже високою постембріональною смертністю.

6.3. Смертність та її вплив на популяції. Скорочення чисельності за рахунок смертності в угрупованнях ссавців відбувається завжди, але особливо великих розмірів воно набуває за високої щільності [281, 599], оскільки їм характерна залежна від щільності регуляція [426]. Взагалі смертність є майже постійною величиною, яка визначається комплексним впливом багатьох чинників [278, 315]. Лише в окремі роки вона може суттєво зрости, внаслідок погодних аномалій, епізоотій, антропогенного впливу тощо.

Звичайно, причин, що сприяють загибелі великих ссавців, дуже багато, але за інтенсивністю впливу на них можна виділити наступні: полювання та браконьєрства, травми від сільськогосподарської техніки та транспортних засобів, голод та хвороби, отруєння добривами та пестицидами, напад хижаків, загибель у водоймах та деякі інші. Причому для кожного виду ссавців вони мають різне значення. Зокрема, вогнепальні поранення є основною причиною смертності більшості копитних: із всіх досліджених померлих тварин на них припадає 46.8% лосів, 30.3% козуль, 23.5% кабанів і 9.4% оленів (рис. 6.6). Мала частка останніх пояснюється тим, що основні ресурси перших трьох видів зосереджені в континентальних угіддях, де часто проводиться полювання. Під час нього, окрім добутих тварин, частина гине від отриманих ран. Наприклад, у Черкаській області на 1 здобутого кабана припадало 2-3 тварини, що загинули від вогнепальних поранень [188]. Натомість осередки оленів знаходяться переважно на морських островах і косах, які являються природними резерватами з суворим режимом охорони. У Калінінградській області багато козуль гине від впливу

сільськогосподарської техніки (12,3%) та від зіткнення з автотранспортом (6,8%) [358], що спостерігається і в степовій зоні України.

Всі копитні дуже добре плавають і здатні долати такі широкі водойми, як Дніпро, Дунай, Дон та інші. Звичайно при цьому вони іноді гинуть під час штормів, від знесилання при спробі подолання значних відстаней тощо. Наприклад, кабанів зустрічали у морі на відстані 18-20 км від берега, козуль – 2-3, лосів – 5-6. Взагалі випадки загибелі тварин при доланні водних перешкод реєструвались щорічно, але вони не мали масового характеру. Після будівництва у степовій зоні великої кількості меліоративних систем, ситуація дуже змінилась. Багато осередків диких ссавців виявились відокремленими одне від одного глибокими каналами з високими, нездоланими для більшості тварин, бетонними берегами. При спробах напиться і міграціях у них часто тонуть всі копитні, що набуло значного поширення і у сусідній Молдові [297]. Окрім того, засуха, яка тривала майже всю останню чверть XX ст., змусила змінити режим роботи розташованих на рр. Дніпрі, Дністрі, Дунаї і Південному Бузі. численних гідроелектростанцій. В окремі роки навесні і восени вони спрацьовували занадто багато води, яка затоплювала заплавні ліси. Це стало причиною смерті значної кількості крупних ссавців від переохолодження і наступних захворювань. За нашими даними (рис. 6.6), у зрошувальних каналах та в заплавах великих рік загинуло 38.1 % кабанів, 27.4% лосів, 11.8% козуль від всіх досліджених випадків, а також декілька десятків оленів. Проте кількість тварин які загинули у водоймах, значно вища, тому що зібрати відомості про більшість таких випадків неможливо.

У південних районах України, незважаючи на сприятливі кліматичні і кормові умови, іноді виникають неперіодичні погодні аномалії, які надають смертності характеру незалежної від щільності регуляції. Такими були сильні вітри, які сприяли затопленню узимку 1969/70 рр. та у 1997 р. о-ва Бірючий. У першому випадку це призвело до загибелі від переохолодження та виснаження

22% особин благородного оленя [412], а у другому – 90,8% європейського муфлона [642]. Окрім того, при спробах міграції з островів у Чорному та Азовському морях гине багато оленів, частка яких становить 32,5% від всієї кількості померлих тварин цього виду (рис. 6.6).

Найбільш залежною від впливу абіотичних чинників серед всіх копитних є козуля. На північній межі її ареалу у країнах Скандинавії та Балтії, де сніговий покрив обмежує доступність кормів і можливість переміщення тварин, узимку гине багато найменш пристосованих особин [340, 342, 358]. При цьому основною причиною смерті більш ніж 50% загинув тварин є голод [568]. Зрозуміло, що в

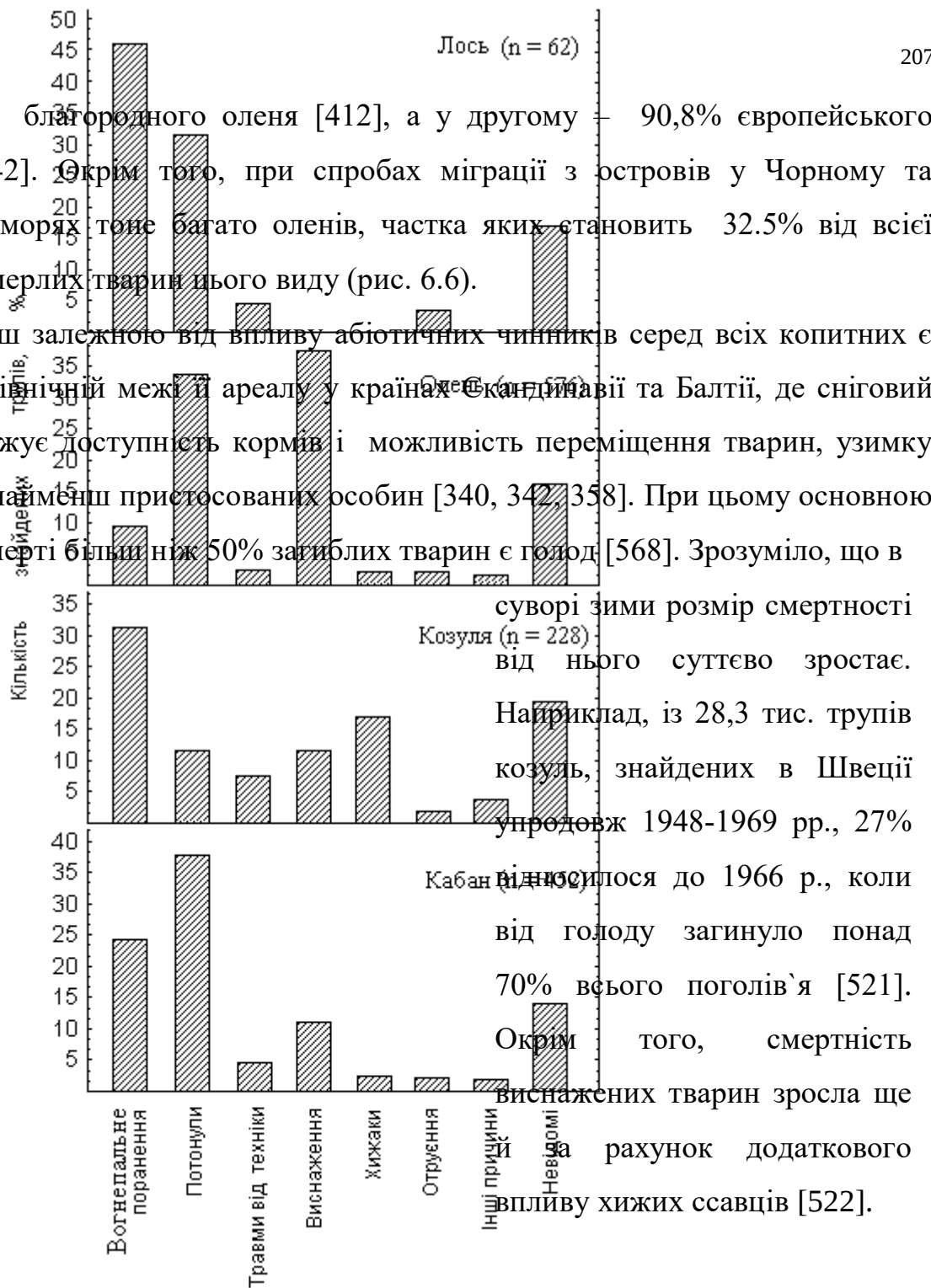


Рис. 6.6. Загибель копитних в степовій Україні та її причини.

У Великобританії, Польщі та Німеччині від несприятливої зимової погоди в окремі роки поголів'я козулі скорочува-

лось на 20-30% [493, 551, 631].

Смертність є важливою складовою природного добору, але вона не однаково впливає на ссавців різної статі і

різного віку. Зокрема, у самців кабана найбільше особин гине в перший рік життя, у 2-3 роки смертність скорочується, а у 4-5 знову зростає. У самок вона має 3 піки – в 1-2, в 5-6 та у 8-9 років [630]. В степових угрупованнях благородного оленя і лані найчастіше гинуть самці віком 1-3 роки. Але, звичайно, найбільш уразливими до різних чинників смертності є молоді тварини, і, особливо, телята козулі. У країнах Балтії, Польщі та в інших місцях упродовж 3-4 місяці життя в деякі роки їх гине 33,6-65% [358, 551]. Причому, у зв'язку з динамікою зимових умов, загальна смертність телят може коливатись від 20 до 90% на рік [340, 426], але, в середньому, до весни виживає 1 теля із двох, а після суворої зими – 0,1 [164]. У степовій зоні України, за різницею між кількістю молодняку і напівдорослих тварин, рівень смертності склав 58,4%. Як недавно було з'ясовано, смертність молодняку в угрупованнях козулі дуже залежить від фізіологічного стану самки у останні тижні перед окотом. За неякісного харчування, вона може сягати 75% [517].

Тривалий час незрозумілими були причини масової загибелі козуль в суворі зими, що мало місце в Карпатах, Поліссі та в північному Лісостепу. При цьому часто шлунки померлих були наповнені, а самі вони мали вигляд цілком здорових тварин. З'ясувалось, що за харчування сухою травою, гілковим кормом і сіном, козулям бракує води, тоді як поповнення її дефіциту снігом потребує значних енерговитрат на його розтоплення в організмі. Це також сприяє порушенню метаболізму через малий вміст солей у снігу [165, 340]. Тому в степовій зоні, де основними зимовими кормами козуль є багаті на воду озимі культури, помітна загибель тварин зазначеного виду буває дуже рідко і за інших

причин. Останнє відбувалось під час виключно катастрофічної зими 1985/86 рр., коли від виснаження та голоду загинула велика кількість козуль (рис. 6.6).

Враховуючи, що від голоду, в першу чергу, гинуть телята, спеціальними дослідями було встановлено, що це є наслідком недостатнього забезпечення тварин якісними кормами [516]. З'ясувалось, що для підтримки позитивного енергетичного балансу дорослих козуль, перетравність корму повинна становити не менше 59-60%, а вміст протеїну – не нижче 7,7 %. Для стійкого ж функціонування популяцій, з урахуванням витрат на ріст і розмноження тварин, перший показник повинен сягати 68-70%, а другий – 14,4% [1]. Козулі у першу чергу поїдають найбільш цінну рослинність, що надалі може негативно вплинути на відтворення популяції та на виживання телят. За мінімально граничного вмісту протеїну в кормі можуть виживати лише дорослі тварини, ріст яких припинився. У той же час його завищення понад 17% може сприяти утворенню продуктів розпаду надлишку білку, наслідком чого можуть бути шлунково-кишкові захворювання, зростання вірулентності деяких бактерій і зростання рівня смертності [128]. Нестача повноцінного корму наприкінці періоду вигодовування телят молоком (липень-серпень) також збільшує тривалість лактації, затримує початок еструсу, що призводить до скорочення плодючості самок і більш пізньому народженню молодняку. Окрім того, вона негативно впливає на овуляцію – у самок, які за два тижні до неї не отримують якісного харчування, розвивається менша кількість яйцеклітин [517]. Взагалі, за достатньої кількості якісної їжі конкурентна спроможність виду зростає, а за її дефіциту – скорочується [563].

У південних популяціях козулі на смертність і на відтворювальну здатність дуже впливають літні кормові умови. Саме наприкінці літа в степовій зоні після руйнації важливих біотопів під час збирання урожаю сільськогосподарських культур та всихання трав'яної рослинності спостерігається значне погіршення ситуації. Тому у липні-серпні козулі відчувають значний дефіцит повноцінних

кормів. За існування колгоспів, значні площі займали посіви багаторічних трав, переважно, люцерни, яка становила важливу частину раціону козулі і інших ссавців у критичний період.. Але, на жаль, телята часто залишались в таких місцях на денний відпочинок і при косінні трави часто гинули під ножами збиральної техніки (рис. 6.6). Для прикладу, у Австрії із 33 мічених телят козулі, 75% загинуло під час сінокосу, і лише 25% була здобута мисливцями [518]. На даний час на півдні України багаторічні трави взагалі ніхто не сіє, наслідком чого є зростання літньої смертності молодняку та загальне скорочення чисельності.

Недостатнє харчування в екстремальні періоди року є причиною високої смертності і інших копитних. У цьому відношенні дуже показовою є досліджена нами залежність смертності і виживаності у дикого кабана від віку (табл. 6.11). Як і в інших частинах ареалу [380, 500, 528], у раціоні тварин південних угруповань переважають наземні частини рослин [108], але пізньою осінню і взимку великого значення набувають підземні корми [509]. Тому кабани дуже залежать не лише від концентрації кормів і їх якості, а й від можливості їхнього використання. Таким чином, суттєвою перепорою для виживання цих тварин узимку може стати високий рівень снігу, його тривале зберігання, глибина промерзання ґрунту і, особливо, потужність і тривалість ожеледиці. Тому в суворі зими найбільша смертність спостерігається серед поросят, енергетичні витрати яких на підтримку життєвих процесів на тлі інтенсивного росту можуть бути занадто великими – без повноцінного харчування тварини швидко слабшають і гинуть від голоду та переохолодження. За цього стану дуже підсилюють рівень смертності інші чинники, зокрема, хижацтво, браконьєрство та хвороби. У Польщі від впливу цих факторів щорічно гине близько 15% поросят [490].

За узагальненими даними (табл. 6.14), порівняно з тваринами найстаршої вікової групи, в степових угрупованнях виживаність поросят віком до 9 місяців сягає найменших значень – біля 50%. Упродовж року вона стрімко зростає, а потім вирівнюється і у дорослих кабанів цей показник стає майже стабільною

високою величиною. Відповідно, смертність тварин віком 2 роки і більш старших скорочується. Взимку кабани взагалі мають мінімальну вагу [574], яка, за певних обставин, може зменшитися до невідомої межі. Таким чином, у суворі зими до групи підвищеного ризику можуть потрапити і дорослі кабани. У деякій мірі цьому сприяє консервативна стратегія харчування виду, яка формується до 5-річного віку [632, 633]. Але у степових популяціях не виявлено залежності рівня смертності у диких свиней з урожаєм природних кормів, що спостерігається в інших регіонах [72, 158, 380]. Особливо високий рівень смертності поросят

Таблиця 6.14

Особливості природної смертності диких свиней з віком (n = 452)

Вік тварин, місяці	Кількість		Виживаність*	
	особин	%	абс.	%
0-9	239	52.88	239	47.12
9-12	114	25.22	353	78.10
12-20	54	11.95	407	90.04
20-32	28	6.20	435	96.24
32-44	11	2.43	446	98.67
>45	6	1.32	452	100.00

* Знайти всіх загиблих тварин неможливо, але вірогідність їх пропорційного виявлення по відношенню до не знайдених – реальна. Тому наведені показники відтворюють процес скорочення чисельності тварин різних вікових груп в усередненому вигляді і враховують рівень смертності і виживаності у кожній з них.

спостерігався під час майже безсніжної зими 1971/1972 р. із сильними морозами, які на півдні степової зони сягали мінус 25° С, а на сході – мінус 40° С. Загиблих тварин знаходили в скиртах, де вони шукали захистку і намагалися їсти соломку. У 1984/1985 і 1986/1987 роках також спостерігалися сильні морози, але особливо критичними були лише 20 днів із ожеледдю товщиною до 5 см. У 1987 року випало так багато снігу, що середня висота його на полях 31 березня (!) складала 20 см. Незважаючи на зусилля людей, які намагалися врятувати кабанів, смертність останніх була незвичайно високою. Трупів багатьох поросят ми

знаходили серед заростей очерету у гніздах, що були місцями їхнього відпочинку.

Зимові кліматичні аномалії в південних районах України частіше виникають локально і, відповідно, мають обмежений територіальний вплив. Так, з 25 листопада по 3 грудня 2000 р. у Вінницькій, Одеській, Миколаївських, Херсонській і Кіровоградській областях спостерігалась значна ожеледиця. Подібна ж ситуація склалася на початку січня 2003 р. у Херсонській і Миколаївській областях, де почергове випадання дощу та снігу відбувалось за температури мінус 10-15°C, що призвело до виникнення шару льоду товщиною 3-5 см.. Це призводить до швидкого виснаження внаслідок голоду, супроводжується авітамінозом, порушенням обміну речовин, масовим абортіванням, шоком та хворобами. За такої погоди завжди гине багато диких ссавців, але найбільше – поросят. Взагалі ожеледицю, завірюху та високі сніги вважають основною причиною масової загибелі копитних в степах та напівпустелях [382].

Звичайно загибель певної частини кабанів відбувається не лише під час природних аномалій погоди, а й за сприятливих кліматичних умов. Але, на відміну від багатьох інших районів, на півдні України спостерігається порівняно низький рівень смертності поросят у перші місяці життя. За нашими даними [118, 120], у липні-жовтні, розміри виводків ($n=73$) зменшуються до 6.26 ± 0.19 (1–10), а в листопаді-грудні, коли проводиться полювання на кабанів ($n=127$), – до 4.43 ± 0.21 (1-8). Великі втрати популяції несуть в зимово-весняний час; при цьому кількість поросят у виводку скорочується з 4.3 ± 0.35 у січні ($n=50$) до 3.1 ± 0.38 у лютому – березні ($n=17$). Істотну перевагу одержують виводки з уцілілою свинею – 4.0 ± 0.27 ($n=44$) проти 3.5 ± 0.94 ($n=23$), що залишилися без матері. І хоча різниця між цими показниками статистично недостовірна ($t = 0.52$ при $p=0.05$), варто визнати, що напередодні найважчого сезону в житті поросят не менш 25% виявляються сиротами і потенційними жертвами хижаків. У

середньому за рахунок смертності, вилучення в процесі полювання й у результаті дисперсії тварин до початку наступного репродуктивного періоду в південних угрупованнях кабана залишається близько 30% молодняку. Це близько до такого показника на півдні Франції [618].

Порівняно з копитними, більш залежним від природних і антропогенних чинників є угруповання зайця-русака. Динаміка їх чисельності часто залежить від рівня смертності молодняку, який може сягати великих значень. Зокрема, у Польщі цей показник відзначається великим розміром та значною мінливістю за роками – від 49,2 до 77,8%. Вирішальне значення у загибелі зайченят тут належить сільськогосподарським роботам та хижакам, тоді як зимова смертність незначна (2,9-3,4%) [592]. Натомість у Швеції взимку гине 12-42% поголів'я русака, що суттєво і негативно впливає на динаміку чисельності. Взагалі в країнах Західної Європи, за обмеженого полювання, смертність молодняку може перевищувати 81%, тоді як у дорослих зайців вона становить лише 27,5-34% [554, 592], а її рівень у останніх не залежить від віку [502]. На півдні України у русака смертність сягає високих значень і становить 1-1,5 зайченят на самку [453]. За іншими даними [291], до листопада доживає не більше 30-50% зайченят, які народилися поточного року. Опосередковано про смертність тварин південних угруповань, можна судити по частці молодих, яка у різні роки в українському Приазов'ї коливалась від 51,4 до 66,9%.

У багатьох місцях, після широкого впровадження хімічних методів захисту сільськогосподарських рослин та лісів від шкідників, стало помітним зростання концентрацій в організмі теплокровних тварин хлор- і фосфорорганічних пестицидів [623]. Але загалом їхній суттєвий негативний вплив на динаміку чисельності популяцій вдалося довести лише для зайця-русака [14]. Досліди, проведені у Великобританії [533], Німеччині [534], Україні [452] та в інших країнах, показали, що пестициди (ДДТ, хлорофос, паракват та інші), спричиняють підвищення рівня смертності в популяціях зазначеного виду та негативно

впливають на процеси спермато- і овогенезу [388]. При згодовуванні ДДТ в незначних дозах (0,8 г/1 кг корму) упродовж 10 днів гинуло до 6 % піддослідних тварин, а у тих, що залишилися живими, спостерігалось зниження рівня гемоглобіну, зміна активності ферментів, зростання кількості цукру в крові і багато інших функціональних та морфологічних змін [452]. Виявилось, що в організмі зайця-русака концентрація ДДТ і його метаболітів була майже в 2 рази

більшою, ніж у козулі, оленя та дикого кабана [14]. У дослідях з хлорофосом (0,3-0,8 г/1кг корму), були зафіксовані морфологічні зміни у печінці русака, а, внаслідок блокування холінестерази, в організмі відбувалось накопичення ацетилхоліну, що негативно впливало на нервову систему [452]. Особливо великих масштабів загибелі зайців від пестицидів набула в у 70-90 роки XX ст. (рис. 6.7), що спричинило тривалу депресію його угруповань не лише в степовій зоні, а й в усій Україні [120]. Багато диких ссавців гинуло від отруєння добрива-

ми, які вони приймали за солонці (41,1% від загальних), гербіцидами (22,4%) та зорбидами (16,7%) [470].

Рис. 6.7. Причини загибелі зайця-русака в Приазов'ї (1983/84 рр.).

Зважаючи на великі соціальні зміни в нашій державі, що призвели до реформування всієї системи господарювання і приватизації землі,

антропогенний вплив на агроценози в останні роки дуже зменшився. Відповідно до цього, також значно скоротилась і загибель зайців від отруєння пестицидами та добривами. Але, як і раніше, багато зайченят гине при закритті вологи, культивуванні, збиранні врожаю тощо. Відомо, що впровадження 10-разового сінокосіння на рік замість 2-3 разового призвело до скорочення чисельності русака на 50% [613]. Незважаючи на спеціальні дослідження і наукові розробки, щодо скорочення рівня смертності польової дичини від впливу сільсько-господарського виробництва [3, 4, 277, 361], все ж таки треба визнати, що помітних результатів досягнути не вдалося.

На півдні України дуже велика смертність в угрупованнях русака спостерігається наприкінці літа та на початку осені. Особливо страждають молоді зайці і зайченята, швидкість росту в яких занадто велика і потребує максимальної кількості білків. У цей час у степовій зоні спостерігається найменша концентрація якісних кормів, що пов'язано з щорічною посухою та переважним вирощуванням на більшості площ озимої пшениці і соняшника. Внаслідок цього русакам улітку не вистачає зелених кормів, а, оскільки мікрофлора кишкового тракту погано сприяє засвоєнню соломи, збіднення кормової бази фактично призводить до голодування тварин і високої смертності зайченят. Під час засухи 1991-2002 рр. через нестачу якісних кормів на території Чорноморського біосферного заповідника спостерігалось скорочення щільності русака до 0.5-2 особин/1км [373]. Відомо, що збільшення кількості опадів у травні-липні позитивно впливає на процеси відтворення у зазначеного виду завдяки поліпшенню кормових умов [291]. Тому одним із прийомів, який запобігає розвитку літньої депресії угруповань виду у південних районах, є збереження луків та створення ділянок з багаторічними травами [648]. У деяких районах Великобританії після масового вимирання кроликів від міксоматозу, які являються основними конкурентами русака за якісні корми, спричинилося різке зростання чисельності зайців [572]. У Скандинавії відзначені дуже високі

показники щільності, які сягали 67 ос./100 га весною) та 91 – зимою, що забезпечується високими харчовими якостями агроценозів [526].

Відома також залежність чисельності зайця-русака від метеорологічних умов ранньовесняного і літнього періодів. Найважливіше значення тут мають кількість і характер опадів, а також хід температури. Вони безпосередньо впливають на виживаність тварин, а також опосередковано через забезпеченість кормами в найбільш відповідальні періоди онтогенезу, через розвиток епізоотій, рівень хижацтва тощо [120, 359]. Тому зимові холоди, сніжні заметілі та ожеледиця навесні, що заважають нормальному харчуванню, призводять до загибелі великої кількості молодих тварин. Але внаслідок специфічності поєднання абіотичних факторів і адаптованості до них тварин, зміна одного з них у різних районах призводить до різних наслідків. Наприклад, у Великобританії, яка має вологий морський клімат, висока чисельність спостерігається в роки з сухим та жарким літом [572]. В більш сухих районах Німеччини зазначена погода сприяє зростанню смертності молодняку і загальному скороченню чисельності через розвиток кокцидіозу та глистних інвазій [612].

Велику небезпеку для тварин становлять різноманітні хвороби. Особливим захворюванням для ссавців є сказ, який зараз реєструється у всіх районах півдня. Центром його епізоотії у Європі являється Німеччина, звідки він проникнув на інші території, а у 1939 р. був виявлений на Україні [54]. Тривалий час сказ був невідомий серед диких тварин, а його основними розповсюджувачами були свійські собаки. Їхня масова вакцинація і проведення профілактичних заходів у 1960/64 р. сприяли скороченню захворювання. Однак, з 1966 р. в епізоотичний процес залучилися дикі ссавці (хижі, копитні і гризуни), що спричинило значне поширення сказу [150]. Але найчастіше він зустрічається у лисиці, при значній щільності якої (1,3 особини/1 км²) виникає епізоотія [54]. Незважаючи на те що в південній Україні було зареєстровано найменшу кількість осередків хвороби (9,5% від усіх по країні), це викликало необхідність організації спеціальної

боротьби з лисицею. У 1958 р. постановою Ради Міністрів УРСР “Про знищення лисиць на території Української РСР” цього хижака було визнано шкідливою твариною, яку стали знищувати у всі сезони як джерело сказу, ворога свійської птиці та диких тварин. У 1961/64 рр. ця боротьба досягла особливого розмаху і здійснювалась на території всього СРСР. Такі ж суворі заходи були запроваджені і в країнах Західної Європи, де значного поширення набуло знищення лисиць упродовж всього року за допомогою газациї нір [543]. Завдяки інтенсивній боротьбі і вакцинації свійських собак, вдалося значно скоротити інтенсивність сказу, від якого, насамперед, постраждали всі угруповання лисиці. Якщо у 1970 р. в Україні було обліковано 183,95 тис., а в степовій зоні (без АР Крим) – 54,24 тис. особин, то у 1980 рр., відповідно, – 76,6 тис. та 22,7 тис. хижаків. Таким чином, епідемія сказу у стислий термін призвела до скорочення поголів'я лисиці в Україні майже на 42%.

Іноді епізоотії набувають значних розмірів, що завжди виникає за високої щільності і чисельності тварин. По своєму впливу на популяції вони дещо нагадують хижацтво і можуть виступати як регулюючий фактор [426]. У 1965 і 1968 рр. на Кримському п-ові спостерігалася масова загибель поросят диких і свійських свиней від пастерельозу [235], а у 1995 і 1998 рр. у прикордонних районах України з Румунією – від сибірської виразки. Найбільш катастрофічною була чума свиней, яка у 1971/72 р. охопила всю центральну Україну і сприяла загибелі декількох тисяч тварин [188, 189]. В усіх випадках причиною були контакти кабанів із свійськими свинями. Проте це захворювання не поширилося в степовій зоні і його негативний вплив на південні популяції кабана був пов'язаний із скороченням потоку мігрантів. Неодноразово реєструвалися випадки захворювання диких (заєць, ондатра) та свійських тварин на туляремію, ендемічні осередки якої існують на Обитічній косі, на Керченському півострові, в басейнах Дніпра, Дністра, Дунаю та інших річок. Епідемії можуть не лише скорочувати чисельність тварин, але й сприяти зникненню певних угруповань.

Натомість відчутна загибель тварин від паразитів буває дуже рідко і майже завжди відбувається як наслідок ослаблення організму супутніми факторами (виснаження від голоду, травм та різних хвороб). Зокрема, в суворі зими на території Кримського заповідника щорічно гинуло 6,2% оленів і 6,6% козуль від внутрішніх хвороб, легенево-глистних інвазій, кишкових гельмінтів та сибірської виразки [363]. В Чехії паразитарні захворювання (дактіокаульоз, капреокаульоз), за несприятливої осінньо-зимової погоди були причиною загибелі 4,2-19,7% козуль від загальної кількості знайдених померлих тварин [621]. А виявлені у козуль Миколаївської і Херсонської областей гельмінти (*Chabertia ovina*, *Haemonchus contortus*, *Nematodirus fillicolis*, *Trichocephalus capreoli*, *T. skrjabini*) з незначною екстенсивністю (7,1-50%) і інтенсивністю інвазії, не створювали будь-якого помітного негативного впливу на цих тварин [174]. Деякі дослідники [278] взагалі вважають, що епізоотії самотійно не здатні спричиняти регулюючої дії на популяції. Хоча дикі тварини здатні до багатьох захворювань, вони не завжди гинуть від них – розвитку хвороб здебільшого сприяють певні умови, які можуть залежати від абіотичних факторів.

6.3.2. Вплив хижаків на угруповання інших ссавців. Зазначеному питанню присвячено багато досліджень [74, 217, 236, 238, 567], головними проблемами яких були: величина вилучення і вплив хижацтва на динаміку чисельності жертв, селекційна роль хижаків у їх популяціях тощо. Останнє зараз піддається сумніву і критиці, оскільки хижаками часто вилучаються не слабкіші особини взагалі, а вразливі в певний момент життя – вагітні самки, молодняк, які за іншого фізіологічного стану могли би залишитися живими [428].

Угруповання диких і свійських ссавців завжди потерпали від впливу хижаків. В Україні найбільш серйозним з них, зважаючи на розмір збитків і потенційну небезпеку для життя людей, являється вовк. Тривале інтенсивне його вилучення у різний спосіб – від винищення вовчень до застосування отруєних

принад (з 1956 р.), суттєве матеріальне заохочення з боку держави призвели до повсюдного скорочення його чисельності. Наприкінці 50-х років XX ст. у степовій зоні мешкало біля 50 особин, на початку 60-х – 40, а на початку 70-х років вовки зникли із південної України взагалі [160, 162].

Але після зменшення розміру матеріальної винагороди за добування зазначеного хижака наприкінці 70-х років, мисливський тиск на його популяції значно скоротився, зокрема в Білорусії стало вилучатись лише 25-30% вовчого поголів'я [75]. Подібне спостерігалось і в Україні, що упродовж 1971/80 рр. призвело до відновлення осередків мешкання вовка у Поліссі та у Карпатах, а також до швидкого зростання його чисельності в інших місцях. Зазначений процес дуже швидко набув значної масштабності і охопив територію Румунії, Польщі та Словаччини. Подальше розмноження і розселення вовка у 70-ті роки сприяло відновленню його осередків у Миколаївській та Одеській областях, а також формування нових – на Кінбурнському п-ові у пониззі р. Дніпра [207] та в інших місцях. Вовки з'явилися і на сході степової зони, оскільки на території сусідньої Ростовської області поголів'я виду зросло настільки, що тут щорічно стали відстрілювати від 63 (1974 р.) до 309 (1981 р.) особин [211]. Повсюдно в поширилися вовчо-собачі гібриди, появу яких було зафіксовано ще наприкінці 50-х років у південній Україні і Молдові як наслідок руйнації популяцій хижака людиною [162].

Відомо, що припинення переслідування вовка приводить до дуже швидкого локального зростання чисельності у 5-8 разів [44]. Саме це сталося наприкінці XX ст. в Україні і на території інших державах пострадянського простору. Дуже низьке матеріальне заохочення (100 грн.) на тлі великих фінансових витрат при організації полювання на вовка, зростання цін на набої, зброю, послуги тощо, призвели до значного скорочення його видобутку. Наслідком цього стало стрімке

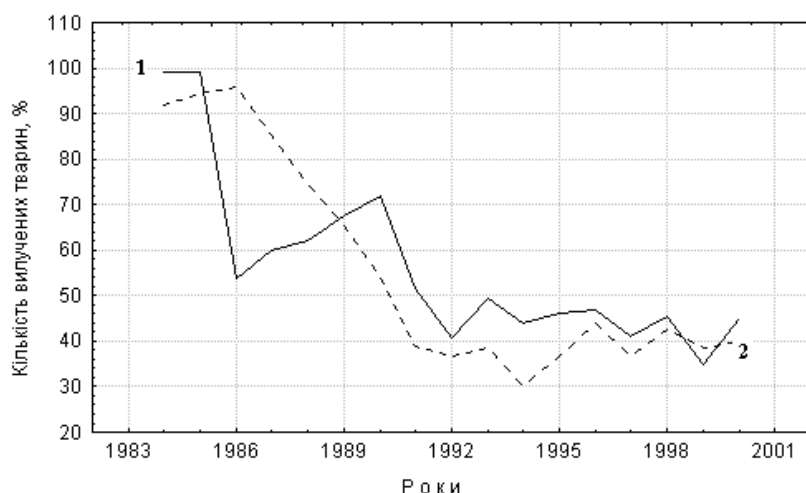


Рис. 6.8. Динаміка чисельності вовка (1) та розміру його вилучення (2) у степовій зоні.

зростання чисельності хижака, динаміка якої, зрозуміло, має безпосередню залежність від інтенсивності мисливського тиску (рис. 6.8). Зростання чисельності вовка в степовій зоні наприкінці ХХ ст. має певну особливість, яка полягає в широкому використанні ним агроценозів у якості основних біотопів. На тлі загального збільшення кількості хижака в Україні і в степовій зоні зокрема, відбулося формування його нових осередків на Донеччині, Дніпропетровщині, Запоріжжі і Херсонщині. Незважаючи на те, що основна кількість вовків зараз мешкає в Херсонській (28,1%) та Луганській (25,8%) областях, значна чисельність їх є в кожній степовій області (табл. 6.15). На відміну від інших хижаків

Таблиця 6.15

Динаміка чисельності вовка у різних областях степової зони наприкінці ХХ ст.

Області	Р о к и						
	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000
Луганська	0	13	50	57	23	232	349
Дніпропетровська	1	0	0	13	48	67	161
Донецька	0	0	0	0	4	37	113
Запорізька	0	0	0	4	0	60	77
Миколаївська	14	10	8	5	54	61	95
Одеська	3	20	45	20	66	43	177
Херсонська	0	3	0	0	1	79	379
Разом:	18	46	103	99	186	579	1351

України, вовк здатний завдавати угрупованням диких і свійських тварин значної шкоди. Його відносять до хижаків із змішаним рівнем регуляції щільності жертв, який здатен утримувати чисельність угруповань останніх на низькому рівні [275]. Після відкриття ефекту порогового феномену, з'ясувалось, що хижаки вилучають більше жертв за песимальних умов існування [520]. Причому вони ефективніше обмежують чисельність нижчих хребетних, ніж крупних ссавців. Але за низької чисельності альтернативних жертв, суттєво зростає вплив вовка на динаміку чисельності всіх копитних, який, до того ж, не має компенсаторної природи [428]. Звісно, що коли перші складають основу раціону хижака (понад 80%), для необхідної рівноваги потрібне певне співвідношення чисельності. Для вовка і оленя це 1:100, коли основною жертвою є лось – 1:30 [599]. Тому одночасна висока щільність копитних і вовка може спостерігатись недовго і за наявності альтернативних харчів, оскільки упродовж навіть однієї зими хижаки здатні скоротити чисельність козулі і благородного оленя на 35-40%. При цьому основними жертвами являються телята і самки. Окрім того вовки негативно впливають на парування оленячих і сприяють збільшенню яловості самок [133]. В Україні саме на період депресії чисельності вовка припадає зростання угруповань всіх видів копитних. У Підмосков'ї зростання розміру угруповань лося і оленя, яке відбулося у 1957/63 рр., також пов'язують із скороченням чисельності зазначеного хижака. Між їх чисельністю було виявлено тісну зворотну кореляцію ($r_{\text{вовк-лось}} = -0.97$; $r_{\text{вовк-олень}} = -0.87$). Після винищення вовка експоненціальна швидкість зростання в популяції лося склала 0.25, оленя – 0.20, козулі – 0.27, кабана – 0.44, що вважається за відповідну реакцію їх популяцій [333].

У залежності від регіональних особливостей теріофауни, основними жертвами вовка можуть бути різні види копитних. У заповідниках Білорусії основу його раціону складають лось (1,9-61,1%), кабан (27,9-42,7%), олень (9,7-16,7%) та козуля (1,5-11,7%) [267]. На Херсонщині, у Чорноморському

державному заповіднику, при середній зустрічальності в екскрементах хижака залишків диких ссавців (21,7-29,3%) [374], 2-е місце в його харчуванні після великої рогатої худоби займає молодняк кабана [295]. В одному із заповідників Білорусії після зростання чисельності вовка з 30 до 117 особин відбулося скорочення чисельності кабана на 79,9% [262], а також лося [263]. Але найбільш суттєвий тиск вовки створюють на угруповання козулі. В Білорусії остання складає 11,1% всіх харчів вовка [267]. В Одеській області лише в одному лісництві 6 хижаків протягом 1964/65 рр. з'їли близько 200 козуль [161]. В Приазов'ї залишки зазначеного виду ми виявили в 25% шлунків вовка. Взагалі

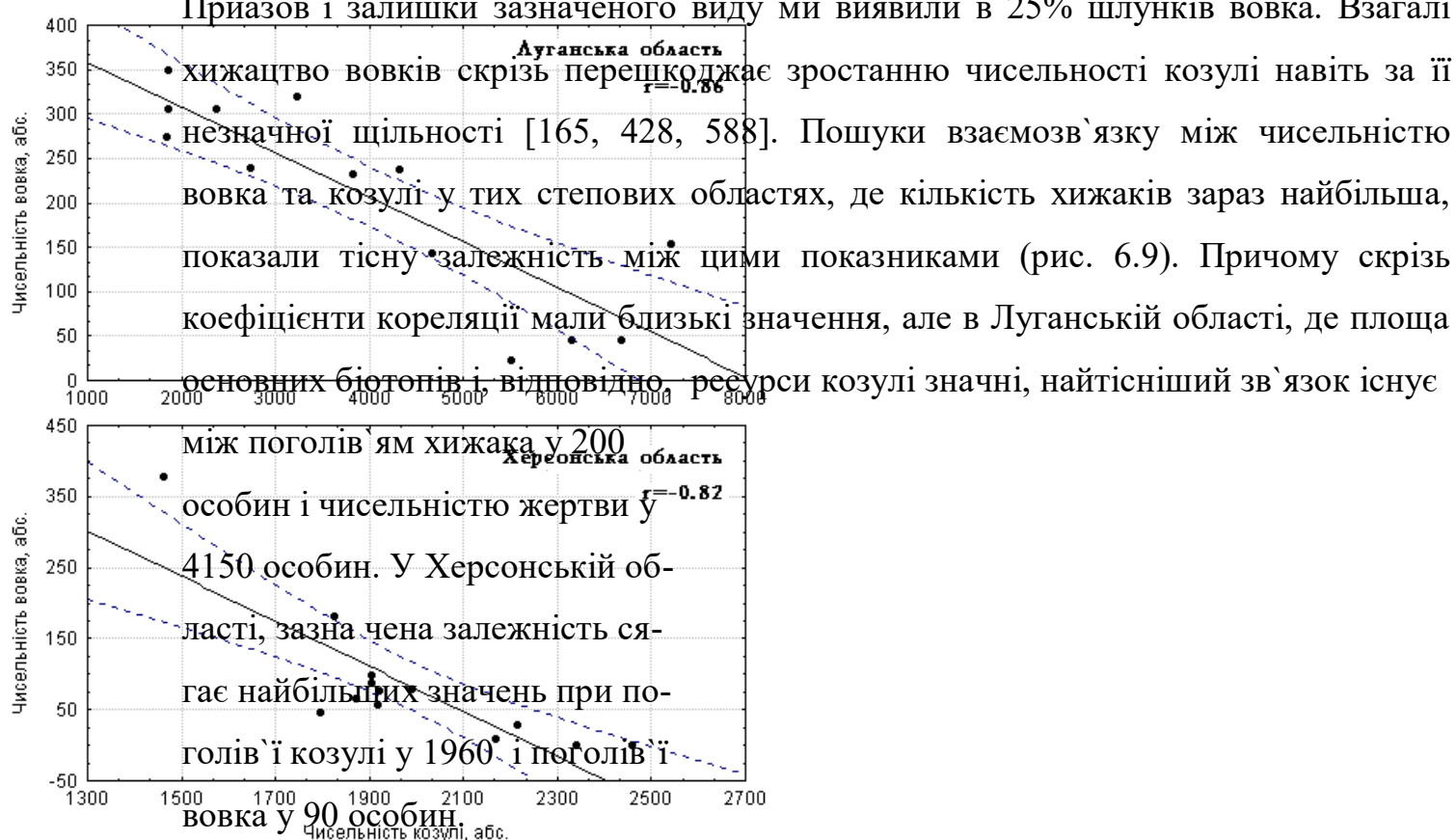


Рис. 6.9. Залежність козулі від вовка в областях з найвищою чисельністю хижака.

За низької чисельності копитних, найпоширенішою альтернативною жертвою вовка в багатьох районах України завжди був заєць-русак. В 50-60 рр. XX ст. в степовій зоні серед добутих хижаком ссавців на зайця припадало 22,4% зустрічей [286, 290]. У 1996-2003 рр. в Приазов'ї його залишки ми знайшли в 14 (58,3%) шлунках вовка (n=24). Там, де вовки відсутні, їх трофічну нішу зайняли здичавілі собаки [198]. Завдяки їх кращій адаптованості до антропогенного фактору, вони наносять суттєвий вплив угрупованням всіх диких ссавців. Зграї із 5-10 собак здатні спричинити локальне скорочення чисельності зайців, але особливо помітний вплив вони наносять поголів'ю козулі. У південній Україні із 228 досліджених нами померлих тварин цього виду, від собак загинуло 10,90%, а від вовків – 4,83%. Зафіксовано випадки, коли собаки заганяли декількох козуль одночасно на територію населених пунктів і загризли їх на очах у людей. Ці хижаки наносять великий збиток угрупованням козулі і в інших країнах, зокрема в Литві серед всіх загиблих тварин 6,8% були жертвами нападу собак [342].

Найбільш численним хижим ссавцем степової зони є лисиця. За сучасними уявленнями, її відносять до хижаків із щільнісною регуляцією жертв, які через трофічний тиск можуть дестабілізувати функціонування їх угруповань, але нездатні регулювати чисельність [275]. Щодо негативного впливу лисиці на популяції інших диких ссавців існують діаметральні судження, сформовані в результаті досліджень за дуже відмінних умов. Тому вони, на нашу думку, доповнюють одне одного, розкриваючи складність взаємовідносин хижака і жертви.

Існує велика кількість наукових робіт, що вказують на несуттєвий вплив хижацтва лисиць який вони можуть завдати, насамперед, козулям та зайцям. У 1921/24 рр. на півдні України спостерігалася висока чисельність зайців на тлі високої чисельності лисиць [335]. Винищення у 1952/72 рр. 1658 лисиць на території Азово-Сиваського заповідника також не сприяло зростанню чисельності зайця та благородного оленя [426]. У Данії було виявлено, що в

деяких округах з високою щільністю лисиці зайця добувають менше чим в інших місцях. Спеціальні заходи по майже повному знищенню хижаків сприяли підвищенню чисельності зайця на мізерну величину, були економічно збитковими і показали, що хижацтво лисиці не є основною причиною депресії угруповань зайця [624]. Несуттєвий вплив зазначеного хижака на диких ссавців був відмічений і на території “Біловезької Пущі” за дуже високої щільності копитних (олень – 29.7 особини/1 тис. га, козуля – 10.7, кабан – 24.2). Тут в раціоні лисиці домінували залишки їх падла; лише взимку було виявлено незначний прес на поголів'я зайця-русака, коли зустрічальність його залишків в екскрементах склала 8,2%. Але, оскільки весною та літом зовсім не було виявлено залишків зайченят [74], вплив хижака на чисельність русака не суттєвий. В Одеській області у 1958/65 рр., коли видобуток лисиці в Україні дозволявся упродовж року і у будь-який спосіб, не спостерігалось ані зростання чисельності зайців, ані збільшення заготівлі їх смушків. Але при зростанні чисельності цього хижака відбувалося скорочення інтенсивності епізоотій [160]. В Болгарії впливу лисиці на динаміку чисельності русака також довести не вдалося [323]. У той час відомо, що у Північному Кавказі під час епізоотії туляремії хижаки часто нападали на хворих зайців і поїдали їх трупи. За таких обставин, хоча русаки і становили від третини до половини раціону лисиць, але їх основним кормом все рівно залишалися мишоподібні гризуни [276].

Окрім наведених даних, є й інші, які вказують, що за певних умов (депресія чисельності мишоподібних гризунів та інших жертв), хижацтво лисиць може в окремі роки суттєво скорочувати чисельність інших диких ссавців. На території Польщі в популяціях зайця-русака, за його високої щільності (50 особин/ 100 га) та лисиці (3 особини/1 тис. га), остання скорочувала чисельність жертви влітку на 2,9%, взимку – на 1,8%, або зменшувала на 10,2% щорічний приріст чисельності русака [596]. За низької чисельності альтернативних жертв (миші та полівки) тут спостерігалась значна загибель зайченят від хижацтва лисиць [592]. У степовому

Передкавказзі, залишки зайців серед інших харчів лисиці у 1937/39 рр. складали 2,1-4,2%, але окремих місцях – 17% [227]. В степовому Криму питома вага русака у живленні лисиць становила 9,0%, а в українському лісостепу – 9,2%. Але взагалі вважається, що в роки високої чисельності зазначені хижаки можуть стати важливим фактором скорочення чисельності зайців [239]. Незважаючи на те, що деякі фахівці взагалі не виявили негативного впливу лисиць на угруповання інших диких ссавців [65, 68, 208], ми поділяємо думку, що в південних районах України смертність русака від хижацтва лисиці має більші розміри, чим видається [227]. В Швейцарії скорочення чисельності лисиць вважається як найбільш вірогідна причина різкого збільшення популяції русака у 80-х роках [571]. В Естонії щільність зайців була найнижчою за максимальної щільності зазначеного хижака лише в 1967/68 рр., але в інші роки така залежність не спостерігалась [216]. В деяких районах Данії спрямоване знищення лисиць призвело до зростання чисельності русака, що дало змогу збільшити об'єм його вилучення на 50-100% [544].

Найбільш спірним питанням залишається хижацтво лисиці по відношенню до козулі. Справа в тому, що навіть при виявленні залишків копитних у екскрементах чи кишковому тракті хижака, встановити походження їх дуже важко. Адже щорічно від різних причин, серед яких не останнє місце займають хвороби, травми тощо, гине певна кількість тварин всіх видів. То ж лисиці і інші хижаки залюбки поїдають їх, хоча, звичайно, вони можуть напасти на новонароджених телят, ослаблих дорослих та старих тварин. В Данії від нападу лисиць гине до 75% козуленят [625], на Харківщині ~20% козуль від всіх загиблих [212]. У цілому, довести суттєву залежність чисельності козулі від розміру поголів'я лисиці, яку відмічали деякі зоологи [29, 361, 395, 522], подальшими спеціальними дослідженнями не вдалося [74, 160, 208, 217].

Але слід зауважити, що взаємовідношення лисиці і порівняно крупної жертви може мати дуже складний характер, який іноді не дає можливості взагалі

виявити наявність хижацтва. Наші дослідження у заплаві Дніпра та його деяких притоків (Рось, Вільшанка, Сула, Псел) показали [91], що лисиця для виведення молодняку, відпочинку і полювання широко використовує нори бобра. Із 123 обстежених бобрових поселень сліди перебування хижаків були зареєстровані у 37 (30,8%); максимум спостерігався під час льодоставу і перевищував 42%. Це було зумовлено процесом зростання щільності населення лисиць у водно-болотних угіддях під час зимових кормових міграцій. Хижаки в період льодоставу часто використовували боброві нори при ловлі риби, яка збиралася біля них під час задухи. Вони також полювали тут на мишоподібних гризунів, чому сприяла їх локальна висока чисельність. При дослідженні 117 екскрементів хижаків, у 4 (3,4%) з них була виявлена боброва вовна, що може служити лише побічним доказом агресії. Адже більшість хижаків, вгамовуючи голод, охоче поїдають трупи тварин, а деякі навіть віддають їм перевагу. Зокрема із 32 обстежених трупів бобрів сліди ушкодження їх лисицями мали місце у 15 (46,9%). Таким чином все зазначене лише свідчило про те, що у лисиць регіону виробилася позитивна харчова реакція на м'ясо цих гризунів. І лише подальшими спеціальними дослідженнями вдалось довести, що від нападу хижаків загинуло 8 (15,6%) бобрів. У той же час, успішності полювань лисиць сприяло значне падіння узимку на Дніпрі гідрологічного рівня, що було пов'язано з роботою ГЕС. Унаслідок цього оголювалися підводні входи в боброві нори і лисиці мали змогу легко проникати в них, а жертви втратили можливість швидкої втечі до води. Взагалі вважається, що з метою мінімізації негативного впливу лисиці на дичину, її щільність повинна становити 1-1,5 особин / 1 тис. га [626].

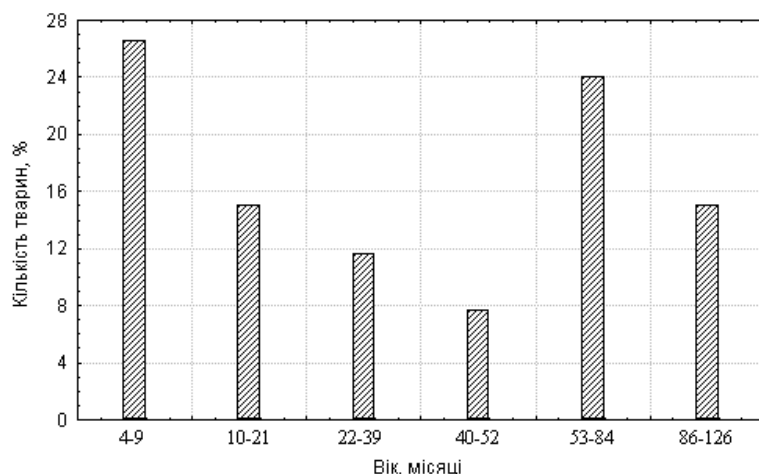
Для багатьох ссавців, крім типових хижаків, певну небезпеку можуть становити дикі кабани. В Австралії при спільному утриманні у вольєрі 250 овець з ягнятами і 5 кабанів, останні щовечора з'їдали декількох ягнят [582]. В Воронезькому заповіднику вони нападали на ослаблених оленів та поїдали їх [389]. Дослідження у Німеччині вмісту 665 шлунків диких свиней показало, що

зустрічальність в них залишків диких ссавців становить близько 13% – це третина від усієї їжі тваринного походження. І хоча більшість жертв були підранками на полюванні, декількох зайченят, телят козулі та лані кабани добули самостійно [500]. У суворі і сніжні зими вони здатні завдавати великої шкоди угрупованням ондатри. В пошуках їжі кабани розривають ондатрові хатки, використовують їх для відпочинку і поїдають їхніх мешканців. Але, в цілому, наші дослідження харчування кабана не виявили його суттєвого впливу на інших ссавців, а поїдання ним нутрощів всіх тварин, яких добувають мисливці, та трупів є звичайним явищем.

6.3.2. Полювання як причина високої смертності великих ссавців. Для всіх макромамалій найбільш суттєвим фактором смертності було і залишається полювання, яке за ступенем впливу не має собі рівних. Упродовж нього вилучається значна кількість особин, що дуже впливає на просторову, статеву-вікову структуру та чисельність будь-якої популяції, а також на процеси їх відтворення. Окрім того, під час полювання деякі тварини отримують рани, які можуть стати причиною їхньої загибелі (рис. 6.7). У копитних, різновікові особини яких дуже вирізняються за масою тіла, зазвичай воно створює значний селективний тиск на дорослих, найбільш крупних тварин. Наприклад, у 1981/83 рр. на території Дніпропетровської області 60-68% добутих кабанів і 73% козуль відносились до цієї вікової групи, серед яких частка самок відповідно складала 66 і 75%. Наслідком цього стали: деформація статевої структури (1.8:1 у кабана та 1.3:1 у козулі) на користь самців та загальне здрібнення тварин [155]. Подібне спостерігалось і у сусідній Запорізькій області, коли у 1983 р. під час промислового відстрілу було добуто 76 козуль та 123 кабанів. Серед перших дорослі тварини становили 78,9%, а серед других – 70,7%, причому половину з останніх становили свині. У 1979 р. в Ростовській області із 2831 впольованих кабанів, частка поросят становила лише 14 %, що, внаслідок знищення

основного поголів'я плідників, миттєво спричинило тривалу депресію чисельності [211]. Негативний досвід перейняли деякі інші країни – зокрема, в Болгарії, у 1971/83 рр. із більш ніж 5000 вилучених кабанів переважали 3-4 – літні особини [135].

Аналіз випадкового розподілу черепів козуль, добутих полюванням, із власної колекції та зібрання зоологічного музею Одеського національного університету за віком (рис. 6.10), показав, що лише 26,61% їх належить тваринам наймолодшої вікової групи. Натомість майже 40 відсотків становили дорослі і, відповідно, крупні особини у віці 53-126 місяців, тоді як в угрупованнях степової зони частка телят складає 34,78%, а тварини старшого та похилого



віку взагалі зустрічаються дуже рідко.

Рис. 6.10. Розподіл черепів козуль, добутих полюванням, за віком (n=233).

Враховуючи, що полювання на копитних відбувається переважно осінню та на початку зими, знищення дорослих призводить до збільшення рівня смертності найменш пристосованих молодих тварин, що втратили батьківську опіку. За надмірного вилучення плідників кабана, у Чехії та Словаччині спостерігалось скорочення тривалості життя (до 1.63 роки), зменшення

плодючості самок (до 0.75) і зростання смертності поросят, яка склала 42.04%, та підсвинків – 45.2% [556]. Завжди наслідком вилучення дорослих є здрібнення тварин та збереження слабких. За таких обставин у Болгарії в сувору зиму 1961/62 рр. загинуло багато телят козулі, а значна кількість самок виявилася яловими. Натомість в угрупованні переважали самці з дегенеративними рогами, яких налічувалося більше 36% [179].

В останні роки, зважаючи на наші соціальні і економічні негаразди, значний вплив на угруповання копитних створює браконьєрство. У деяких місцях України розмір незаконного вилучення сягає великих значень і є причиною спотворення структури угруповань та їх повного знищення, що має місце і в інших країнах. Зокрема, в Карпатах з вини браконьєрів щорічно гине 22,3% козуль, 72,6% кабанів, 28,9% оленів від усіх померлих з різних причин [158]..

Полювання також створює особливо суттєвий вплив на динаміку чисельності русака та відтворення його ресурсів. В 1940 р. в Україні було зареєстровано 47 тис. мисливців, в 1946 р. – 107, в 1956 р. – 209, в 1959 р. – 326, в 1962 р. – 399, в. 1965 р. – 463, в. 1970 р. – 475 [249]. Такому інтенсивному зростанню кількості мисливців сприяв вільний продаж дешевої зброї без обмежень і відповідних документів. Враховуючи, що полювання дозволялось у будь-який день тижня (обмеженим була лише тривалість мисливського сезону), майже скрізь скорочення чисельності зайців сталося внаслідок надмірного вилучення на тлі інтенсифікації сільського господарства [4, 361, 526, 597].

Для послаблення негативного впливу полювання на їх угруповання в Україні в 70-роки була введена спеціальна система “мисливських днів”. Згідно неї дозволялось полювати на русака лише 1 раз на тиждень, в неділю, а упродовж дня можна було добути лише 1 зайця. Сама ж кількість днів встановлювалась відповідно до розміру ресурсів, який визначався після періоду розмноження напередодні мисливського сезону. Таким чином, розмір вилучення був безпосередньо пов'язаний з кількістю диких днів. Упродовж

1976/97 рр. найменш тривалим сезон був 4 дні (у 1973 р. на Запоріжжі), а найдовший – 10-12 днів (з 22-30 листопада до 31 січня). Після 1976 р. саме таку тривалість найчастіше мало полювання на русака в усіх степових областях. Але і упродовж нього вилучалось дуже багато зайців (табл. 6.16). У 1981 р. на нашому стаціонарі на площі близько 2 тис. га за 171 людино-день $28,5 \pm 1,52$ мисливців видобули 254 особини русака, що склало 1,48 зайця на 1 мисливця за 1 день полювання і було порушенням мисливського законодавства [94]. У 1980/81 рр. в угіддях з низькою щільністю (1,02-1,87 ос./1 кв. км) щоденно вилучалось 20,4-40,6 % зайців від кількості піднятих. При щільності більш, ніж 2 зайці/1 кв. км. зазначений показник майже завжди перевищував 60 %. Загалом, у роки високої чисельності упродовж 6-и мисливських днів розмір

Таблиця 6.16

Особливості впливу полювання на угруповання русака у 1981 р. за високої чисельності

Дні полювання	Площа угідь, га	Кількість тварин				Успішність полювання	Кількість мисливців
		абсолютна		на 100 га			
		1 *	2 **	1 *	2 **		
1.	1923	116	69	6,03	3,59	59,48	35
2.	1542	64	45	4,15	2,92	70,31	29
3.	1273	67	39	5,26	3,06	58,21	26
4.	1263	62	41	4,91	3,25	66,13	28
5.	1412	56	35	3,97	2.48	62,50	29
6.	344	39	25	11,34	7,27	64,10	24
Разом:	-	404	254	5,21	3,27	62,87	-

1* - кількість піднятих тварин; 2**- кількість вилучених;

вилучення становив біля 70-80% від осіннього поголів'я. За даними наших досліджень, проведених у 1999-2002 рр., із 1996 піднятих під час полювання зайців було вилучено 1597, що становить 80,01%.

Наслідком надмірної експлуатації ресурсів русака у південних районах України стало скорочення тривалості його життя і зростання частки молодих тварин у всіх популяціях. При визначенні віку 139 тварин за сучасною методикою [218], з'ясувалось, що серед них лише 1 заєць дожив до 4 років, 5.6% – більш 1 року; останні були цьогорічками [92]. Таким чином, висока смертність зайців внаслідок полювання стала на заваді ефективному відтворенню його ресурсів.

З 1997 до 2000 рр., незважаючи на наукові рекомендації українських вчених [3, 4, 92, 94], полювання на русака стало проводитись 22-24 рази на рік – з кінця першої декади листопада до початку лютого. Це призвело до вилучення такої значної кількості тварин, що смертність їх від полювання набагато перевищила природні втрати. У поєднанні з катастрофічними посухами 2001/03 років зазначене спричинило глибоку депресію чисельності русака у південній Україні.

Таким чином, для великих ссавців у XX ст. полювання стало найбільшим фактором смертності, який визначає динаміку чисельності більшості угруповань великих ссавців і стан їхніх ресурсів.

РОЗДІЛ 7

ХАРАКТЕРИСТИКА ДЕЯКИХ МОРФОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ВЕЛИКИХ ССВЦІВ НА ПІВДНІ УКРАЇНИ

У південних районах України багато ссавців мешкає в умовах значної динаміки абіотичних факторів, а окремі види упродовж тривалого часу проживають в нехарактерних, з нашої точки зору, біотопах. Такими можна вважати ізольовані угруповання благородного оленя, лані, муфлона на приморських косах при відсутності джерел прісної води і лісів, лося та козулі в польових ландшафтах, кам'яної куниці в населених пунктах та інше. У той же час, незважаючи на значну трансформацію степової біоти, угруповання зайця-русака (*L. e. transilvanicus* Matschi, 1901) і звичайної лисиці (*V. v. stepensis* Brauner, 1914), тут мають дуже сприятливі умови для свого розвитку.

Відомий принцип єдності організму і навколишнього середовища реалізується через задоволення його життєвих (біологічних) потреб. Однак, вони, у свою чергу, обумовлені морфологічними адаптаціями, які являються відносно постійними на певному відрізку часу. Характер останніх знаходиться у взаємозв'язку з властивостями місцевості, у якій даний вид зустрічається в природі [302, 449].

Адаптацію, як процес виживання організмів, можна розглядати з декількох позицій:

1. як підтримку життєздатності і плодючості при зміні умов існування;
2. як збереження життєвих функцій і репродуктивних здібностей в умовах мінливого середовища існування без допомоги людини упродовж декількох поколінь;

3. як виникнення нових ознак у ході еволюційних змін, що можуть забезпечити тваринам можливість невизначено тривалого існування в межах досить великого ареалу.

Здебільшого виділяють дві групи адаптивних механізмів, які принципово різняться між собою за біологічним значенням [459]:

- Механізми, що забезпечують адаптивний характер загального рівня стабілізації окремих функціональних систем і організму в цілому, стосовно найбільше генералізованих і стійких параметрів існування.
- Лабільні реакції, що підтримують відносну сталість загального рівня при відхиленнях конкретних умов існування від середніх характеристик.

Ці два рівні адаптації діють спільно і, взаємодіючи, забезпечують точне припасування функцій організму до конкретного стану природних чинників, а в кінцевому рахунку – його стійке існування в умовах складного і динамічного середовища. У зв'язку з тим, що адаптація забезпечується морфологічними, фізіологічними і етологічними реакціями організму, які знаходяться під впливом генів і обмежуються їх дією, слід враховувати і спадкову мінливість.

7.1. Морфологічні адаптації у аборигенних видів і їхнє еволюційне значення. Значна мінливість у популяціях ссавців є безсумнівним фактом, який має статичний та динамічний наслідки. Статичний полягає в тому, що будь-яка популяція розподілена на територіальні і соціальні групи різного розміру. Звісно, що схрещування всередині їх більш вірогідно чим зовні. У випадку, коли такі групи являються ізолятами, виникають окремі генофонди, які є продуктом випадкових змін через дрейф генів [13, 17]. При цьому повсюдно спостерігається недостатня кількість гетерозигот [43], а тому запас генетичної мінливості, який би міг забезпечити можливість пристосування до динамічної ситуації у майбутньому, стає дуже обмеженим [643]. За швидких змін

середовища, популяція виявляється нездатною до адекватної еволюційної реакції; вона може лише мігрувати або буде приречена на вимирання [147]. Цікавими з цього приводу являються дослідження Б.С.Кубанцева [252], який стверджує про збереження антропогенним доббором генотипів, які у природних умовах знаходяться в малих концентраціях, чим забезпечується його висока результативність. Цьому у деякій мірі сприяє значний діапазон коливань чисельності популяцій та фрагментація біогеоценозів або суттєве порушення структури екосистем.[168],

У південних районах України більшість угруповань ссавців, незважаючи на відсутність помітних географічних перепон, перебувають в умовах певної ізоляції. Особливо це стосується копитних, осередки яких знаходяться один від одного на великій відстані, а генетичний обмін між ними ускладнений через низьку чисельність. Але й угруповання інших видів також відчують на собі вплив часткової ізоляції, який визначається ступенем господарського використання території та її ландшафтними особливостями. Звичайно це знайшло своє відтворення в мінливості деяких ознак, серед яких найбільш помітними являються краніологічні та екстер'єрні показники [464, 480, 481]. При дослідженні їх мінливості виникає можливість екологічно-функціонального аналізу для з'ясування подібності і відмінності внутрішньо-видових угруповань. Оскільки південні популяції багатьох макромамалій являють собою часткові напівізоляти, їх вивчення має певне значення для розуміння особливостей припасування морфологічних змін до умов існування та інших обставин.

7.1.1. Популяційна мінливість краніологічних показників деяких копитних. Згідно сучасних досліджень, череп хребетних тварин в онто- і в філогенезі розвивається як єдине ціле. Але розмір його окремих показників дуже залежить від віку, статі, а форма певних елементів має спадкову природу

[79, 294, 461]. У той же час у ссавців він корелює з довжиною тіла [463] і може бути критерієм розміру сучасних та викопних тварин. Наприклад, у Скандинавії виявлено значну перевагу за розмірами диких кабанів із неоліту над свійськими, що вважають наслідком спрямованого схрещування самок останніх із дикими родичами [560]. Оскільки сучасні кабани значно дрібніші за своїх предків із мезоліту, припускається, що цьому процесу міг сприяти дрейф генів від свійських свиней до представників дикої форми [546]. Тому старі уявлення про те, що популяція знаходиться під контролем виключно факторів навколишнього середовища або під контролем окремого генного локусу вважаються невірними [43].

При порівнянні лінійних розмірів черепів кабана із Криму, Причорномор'я і Приазов'я між собою (табл. А.2) були виявлені незначні розбіжності серед молодих особин в одновікових вибірках, що можна пояснити впливом локальних чинників на ріст і розвиток тварин. Проте, в процесі пошуку розходжень між популяціями за основними краніологічними показниками, у статевозрілих тварин (старших за 18 місяців) не вдалося виявити *жодного* з них у ссавців обох статей (табл. 7.1). Цьому важко було дати відповідне біологічне тлумачення, адже умови існування в зазначених регіонах за фізико-географічними характеристиками середовища певним чином відрізняються між собою. Тому для пояснення виявленої міжпопуляційної дивергенції у дикого кабана в південній Україні було використано комплексний підхід. Він був оснований на дослідженнях: а) особливостей формування популяцій; б) впливу мігрантів та інтродуцентів; г) стану сучасних фено- і генотипу; д) краніологічних подібностей та розбіжностей у тварин різних угруповань. Цікавими виявилися результати кластерного аналізу, які показали велику подібність між територіально віддаленими угрупованнями виду з південно-східних і південно-західних районів України, а також відособленість кримської популяції. Інтродукція ще в 1957 р. в гірські ліси Криму кабанів усурійського

Таблиця 7.1

Критерій Ст'юдента для черепів дикого кабана південно-українських
маргінальних популяцій ($\frac{\text{самці}}{\text{самки}}$) віком 18⁺ - місяців

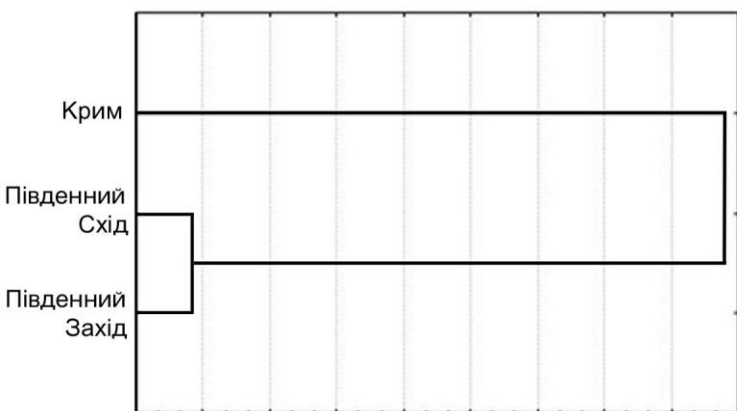
Показники		Південно-східна (приазовська) популяція (n = 67)					
		Кондило- базальна довжина	Вилична ширина	Міжкова ширина	Довжина носових кісток	Довжина нижньої щелепи	Висота кальварія
Кримська популяція (n = 42)	Кондило-базальна довжина	$\frac{0,4}{1,2}$					
	Вилична ширина		$\frac{2,5}{<0,1}$				
	Міжкова ширина			$\frac{0,6}{0,9}$			
	Довжина носових кісток				$\frac{2,4}{<-0,3}$		
	Довжина нижньої щелепи					$\frac{0,9}{0,4}$	
	Висота кальварія						$\frac{1,1}{0,4}$
Південно-західна популяція (n = 46)							
Кримська популяція (n = 42)	Кондило-базальна довжина	$\frac{<0,1}{2,5}$					
	Вилична ширина		$\frac{1,8}{0,6}$				
	Міжкова ширина			$\frac{1,1}{1,0}$			
	Довжина носових кісток				$\frac{2,7}{0,9}$		
	Довжина нижньої щелепи					$\frac{0,4}{0,2}$	
	Висота кальварія						$\frac{1,2}{0,4}$

Таблиця 7.1 (продовження)

Показники		Південно-західна популяція					
		Кондило- базальна довжина	Вилична ширина	Міжокова ширина	Довжина носових кісток	Довжина нижньої щелепи	Висота кальварія
Південно-східна популяція	Кондило-базальна довжина	<u>0,3</u> 0,3					
	Вилична ширина		<u>0,5</u> 0,8				
	Міжокова ширина			<u>0,4</u> 0,2			
	Довжина носових кісток				<u><0,1</u> 1,4		
	Довжина нижньої щелепи					<u>0,8</u> 0,9	
	Висота кальварія						<u>0,4</u> 0,6

підвиду призвела до формування своєрідного угруповання, яке розвивалося без впливу континентальних іммігрантів. Спочатку це було зумовлено відсутністю тварин у степовому Причорномор'ї, а коли в цьому регіоні виникли осередки існування виду, на Кримському півострові вже мешкало більш ніж 1,5 тисячі кабанів далекосхідного походження [235]. Наступне розселення тут кабанів із Чернігівської області (n=16) у 1972 р., із Київської (n=29) у 1977 р. і Воронежського заповідника (n=24) у 1978 р. не змогли змінити положення. Нечисленні мігранти, які і зараз проникають у Крим, механічно обмежені «пляшковим горлечком» Чонгарського і Перекопського перешийків, нерозвиненістю придатних біотопів на шляхах міграцій, а також винищуються внаслідок високого рівня браконьєрства. Хоча ефект засновника і не може істотно змінити загальний напрямок природного добору, проте він призводить до великих змін генофонду і сприяє дивергенції (рис. 7.1). Обмеженість

притоку генів призвела до того, що в результаті поглинального схрещування далекосхідних інтродуцентів із нечисленними носіями інших генотипів, у гірському Криму склалася географічна популяція кабанів, що відносяться до



підвиду *S. s. ussuricus*. Абсолютна більшість досліджених черепів із цього

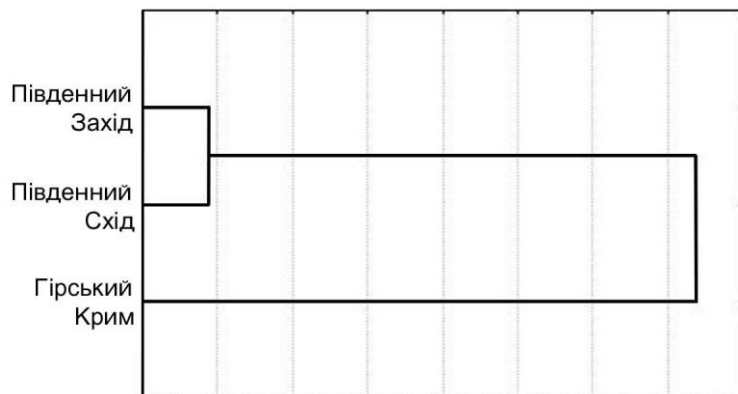
Рис. 7.1. Популяційна мінливість краніологічних показників дикого кабана.

району мали квадратоподібну форму луски слізної кістки. Зазначений фен не був виявлений лише в декількох старих черепів, які могли належати тваринам іншого походження або гібридам. У той же час в очеретяних заростях Присивашся зустрічаються переважно нижньодніпровські кабани з видовженою лускою *os lacrimale*. За деякими даними [219], на основі дослідження незначної кількості черепів представників азійського походження ($n=6$) та європейського ($n=9$), між кабанами різних підвидів найбільші розходження були відмічені саме за індексом форми слізної кістки (різниця 96,8!). Суттєва різниця (8,5%) також спостерігалася і при порівнянні їх за індексами відношення висоти черепа до основної (базальної) довжини.

На формування південно-західної маргінальної популяції кабана в Україні великий вплив створюють карпатські мігранти, фенотипічна близькість яких із місцевими тваринами доведена нами [112, 116]. Окрім того, їх також об'єднує висока частота зустрічальності алотипів λ M5 і G1. У всіх досліджуваних диких свиней із Криму, Одеської, Херсонської, Миколаївської і Запорізької областей не виявлений алель *Bdfi*, що має високу концентрацію у кабанів європейського підвиду і цілком відсутніх у тварин закавказького, сибірського й усурійського походження. У представників материкових популяцій також не вдалося виявити алотип *Lpp3*, відсутність якого є характерною рисою генотипу далекосхідних кабанів. При своїй генетичній подібності з представниками *S. s. ussuricus*, вони відрізняються від них видовженою формою луски слізної кістки, яка успадковується майже стовідсотково. За межами гірських лісів Криму нами не виявлено жодного випадку зустрічі кабанів з типовим для усурійського підвиду феном. У той же час у всіх кабанів материкових південних угруповань є присутнім характерний для європейського підвиду антиген Ga, зовсім невідомий для тварин сибірської і усурійської популяцій [146, 404].

Загалом, інтродукція кабанів різноманітних підвидів в Україні сприяла формуванню генетично різнорідних угруповань виду. Проте, у зв'язку з розселенням великої кількості представників *S. s. ussuricus* під час депресії багатьох українських популяцій, відбулася трансформація генотипу на великому просторі. Цьому багато в чому сприяли рання статева зрілість, висока плодючість кабанів і їхня спроможність до далеких міграцій. Наслідком цього стала генетична подібність угруповань, розташованих на великій відстані одне від одного, обумовлена спільністю походження від тварин усурійського підвиду. Внаслідок географічної відособленості і неможливості вільного обміну генетичною інформацією з представниками рівнинних степових угруповань, у гірсько-лісовому Криму сформувалася острівна популяція кабана, представлена тваринами усурійського підвиду. Таким чином, на наших очах відбувається

цікавий еволюційний процес, результат якого залежить від охорони, особливостей відтворення і використання ресурсів дикого кабана в різних місцях його ареалу.



В південних угрупованнях козулі, аборигенні осередки якої збереглися в гірському Криму, в Луганській області, північних районах Одещини і прикордонних районах

Молдови, спостерігається подібна картина (рис. 7.2). Незважаючи на географічну віддаленість предкових осередків козулі, між степовими популяціями не виявлено суттєвих відмін за краніологічними ознаками. Це може бути наслідком взаємодії генотипу і одноманітних умов існування та їх перемішування під час останнього сплеску чисельності. Хоча

Рис. 7.2. Популяційна мінливість краніологічних показників козуль (n=244).

міграції козуль були характерним явищем у степовій зоні ще 300 років тому [215], їх масштаби у наші часи на півдні України незначні. То ж невиразність дивергенції між рівнинними популяціями може бути не наслідком їх генетичної спорідненості, а, скоріш за все, наслідком взаємодії генотипу і одноманітних умов існування тварин у степовій зоні. Не можна виключати також значення консервативності генотипу, яку було виявлено у деяких ссавців на рівні підвиду

[292]. Натомість, між рівнинними і гірськими угруповання козулі, які тривалий час ізольовані одне від одного, існує помітна дивергенція. Тривалий час степові простори Приазов'я і Причорномор'я без поверхневих джерел прісної води упродовж тривалого часу були суттєвою географічною перепорою для нормального обміну мігрантами між кримським гірсько-лісовим і континентальними осередками козулі. Таким чином, зазначені угруповання козулі давно ізольовані одне від одного, що пов'язано з: а) великою відстанню між територіями їхнього мешкання; б) незначною індивідуальною ділянкою та неохильністю до значних міграцій; в) постійним переслідуванням тварин людиною та легкістю їх знищення у нетипових для виду відкритих степових біотопах; г) неможливістю тривалого вживання води з великим вмістом NaCl, що характерно для південних малих річок, лиманів і озер; д) високою залежністю існування будь-яких осередків виду від хижаків. Неможливість регулярного обміну генами призвело до формування помітної дивергенції європейської козулі між рівнинними і гірськими популяціями на південній межі ареалу [117].

При порівнянні тварин за формою луски слізної кістки, попри значний індивідуальний поліморфізм цього фену, особини з гірських лісів Криму мають найбільшу своєрідність цієї ознаки (рис. 7.3). Доречно додати, що будова рогів



суттєво відрізняється від таких із інших районів України. Зазначена відмінність полягає у великій зустрічальності тварин (біля 60%) з плескуватою верхньою частиною рогів, що мають гострі закрайки вздовж задніх частин відростків. Характерним феном у козуль Криму також є недорозвиненість всіх відростків на багатьох рогах (рис. 7.4), що свідчить про

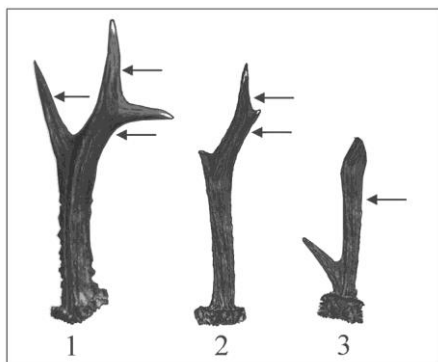


Рис. 7.4. Розташування гострих закрайків на нормальних (1) та дефектних рогах кримської козулі (2, 3).

їх фенотипічну відмінність від інших південних осередків виду і може бути використано для уточнення таксономічного статусу. Зазначене також вказує на збіднення генотипу і є характерною рисою острівних форм, популяції яких, за швидких змін середовища, нездатні до адекватної еволюційної реакції, так як цьому заважає дефіцит мінливості [147]. Взагалі, географічно локалізовані форми з характерними екологічними, морфологічними і фізіологічними особливостями, які відтворюють пристосування виду до різних умов існування, вказують на можливі шляхи еволюційних перетворень [117].

7.1.2. Мінливість краніологічних показників ссавців із відроджених угруповань. При вивченні популяцій здебільшого оцінюється стан сукупності особин у певний термін та його динаміка у часі та просторі. При цьому

традиційно не враховується, що кожна особина представляє собою певний онтогенез і результат дослідження певного угруповання являється зрізом траєкторії індивідуального розвитку [202]. Таким чином результат онтогенезу можна проаналізувати при дослідженні внутрішньовидової мінливості та з'ясуванні особливостей її динаміки у тварин різних віково-статевих груп. Особливий інтерес становить динаміка краніометричних показників у південних популяціях дикого кабана та європейської козулі, які успішно відновилися наприкінці XX ст.

Краніометричні показники протягом першого року життя в кабанів різної статі практично не різняться (табл. 7.2). Незважаючи на різний стартовий час, поросята дуже швидко вирівнюються в рості, а у віці 7-8 місяців стають майже однаковими за масою і екстер'єром. Причина цього полягає у високих швидкостях росту тварин, що забезпечуються достатньою кількістю якісних кормів, доступних протягом майже всього року. Про це свідчить коефіцієнт варіабельності (CV,%), що змінюється в незначних межах. Загальну картину трохи спотворює мінливість декількох ознак (основна, кондило-базальна й інші показники довжини черепа) у самців, що є наслідком включення в дану групу тварин, вік яких різниться майже на 100% (від 5 до 10 місяців). Проте, навіть за таких умов всі помітні краніологічні розходження між самцями і самками статистично не достовірні (табл. А. 3). Але, вже в цій віковій групі виявляються

Таблиця 7.2

Мінливість краніометричних показників (см) у кабанів віком 5-11 місяців

Виміри	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	11	30.55±0.98	26.30-35.90	10.61	3.26	0.65
	♀	23	31.28±0.55	23.40-35.52	7.05	2.65	
KBL	♂	9	28.37±0.95	24.00-34.42	8.17	2.86	0.22
	♀	18	28.63±0.67	21.10-32.00	8.17	2.86	
BL	♂	9	27.05±0.88	23.50-31.00	7.01	2.65	0.40
	♀	19	27.48±0.60	19.81-31.00	6.73	2.59	

SKB	♂	13	12.41±0.23	11.10-13.98	0.68	0.83	
	♀	22	12.57±0.18	10.00-13.80	0.74	0.86	0.55
BWEB	♂	14	6.84±0.15	5.39- 7.39	0.32	0.57	
	♀	23	6.89±0.11	5.50 –7.80	0.26	0.51	0.27
BHEB	♂	15	9.04±0.16	7.45-10.04	0.36	0.60	
	♀	24	9.20±0.14	7.45-11.10	0.46	0.68	0.75
LM	♂	12	19.74±0.75	14.50-22.80	6.76	2.60	
	♀	23	19.85±0.43	14.00-22.47	4.21	2.05	0.13
LN	♂	12	14.92±0.59	11.60-18.10	4.13	2.03	
	♀	23	15.44±0.43	9.10-18.41	4.26	2.06	0.71
LP	♂	8	18.00±0.93	12.80-21.00	6.94	2.63	
	♀	21	18.40±0.39	15.85-23.00	3.18	1.78	0.40
LLJ	♂	14	22.48±0.61	19.90-28.90	5.19	2.28	
	♀	23	22.72±0.54	16.30-28.82	6.77	2.60	0.20
LSIM	♂	16	6.48±0.26	4.40- 9.60	1.12	1.06	
	♀	23	6.64±0.17	4.70- 8.38	0.68	0.82	0.52
HSK	♂	13	10.09±0.32	8.88-12.00	1.31	1.14	0.68
	♀	17	9.82±0.24	7.30 –11.00	0.97	0.99	
GHSK	♂	11	16.00±0.60	12.00-19.10	3.94	1.99	
	♀	21	16.71±0.40	12.50-20.00	3.33	1.83	0.72

статеві розбіжності у розмірах окремих частин черепа, які у подальшому набудуть значних величин. Зокрема, максимальні значення за більшістю краніометричних показників у самців переважають такі у самок. Проте, за такими, найменш мінливими показниками, як міжкова і закова ширина черепа, самки незначно перевершують самців. Втім, це може бути і наслідком помилкового визначення віку деяких особин, тому що вона має точність, яка здебільшого перевищує 30 діб. Тому можливість помилкового включення деяких ссавців іншої, але близької вікової групи досить вірогідна. Для усунення такого явища зазвичай використовують математичні методи. Зокрема, застосувавши кластерний аналіз, можна порівняти фенограми, що відбивають специфічність статевої мінливості пропорцій черепа (рис. 7.5). При цьому добре помітно, що навіть у дорепродуктивний період у особин різної статі вони вже

відрізняються. Наприклад, евклідова дистанція між максимальною довжиною черепа (MXL) і міжжовковою шириною (BWEB) у самців складає 55.9, а в самок – 97.1; між виличною шириною і висотою кальварія, відповідно, – 5.1 і 10.7. Найбільша величина цього показника (55,9) у самців спостерігається між максимальною довжиною черепа і міжжовковою шириною, а у самок (98,2) – між максимальною довжиною і висотою симфізу (LSIM); мінімальна евклідова відстань у самців відзначається між висотою кальварія (HSK) і міжжовковою шириною (3,2), а у самок – між останнім показником і висотою симфізу (2,6). Подібні розходження у рості тварин різної статі характерні і для інших частин черепа. Взимку і, особливо навесні, швидкість розвитку і росту поросят незначно скорочуються. Протягом другого року життя всі кабани стають статевозрілими, хоча у деяких, за умови забезпечення якісними кормами, це відбувається у віці 5,3 місяці [600]. За даними деяких дослідників [587], до 12-15 місяців швидкість зростання маси самців і самок майже однакова, але на ці показники в дорослих тварин дуже впливає забезпеченість кормами; у молодих тварин (6-8 місяців) така закономірність майже непомітна. Саме з цього часу статевий диморфізм в абсолютних показниках, а ще відчутніше, у пропорціях черепа самців і самок стає особливо помітним. Швидкість і характер цих змін,

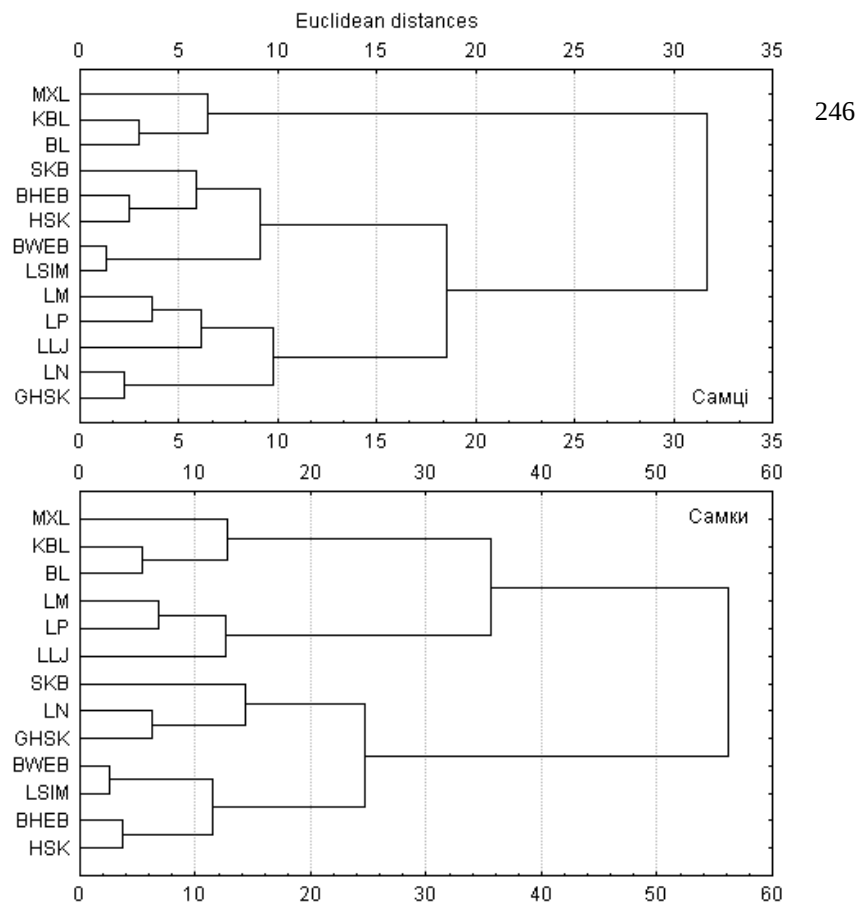


Рис. 7.5. Фенограма мінливості краніологічних ознак у поросят
(вік: 5-10 місяців).

які хоча і мають спадкову природу, багато в чому визначаються взаємодією генотипу з комплексом екологічних чинників. Тому після досягнення кабанями віку 1 рік⁺ самці перевершують самок за всіма краніологічними показниками (табл. 7.3). Хоча деякі розходження статистично недостовірні (BWEB, BHEB, GSK, HGSK), вони, у більшості випадків, настільки значні, що загальна спрямованість процесу росту черепа є цілком прогнозованою. Межі мінливості багатьох ознак у зазначеній віковій групі уже менш виразні, ніж у попередній, що пов'язано з загальним уповільненням швидкості росту всього черепа. У представників обох статей найповільніше збільшуються міжкокова, заокова, вилична ширина та висота симфізу нижньої щелепи. Причому цей процес відбувається з майже постійною швидкістю, що впливає із незначних коефіцієнтів варіабельності (0,26-1,81). Після досягнення ссавцями 3-річного

Таблиця 7.3

Краніологічні розбіжності (см) у кабанів різної статі (12 – 30 місяців)

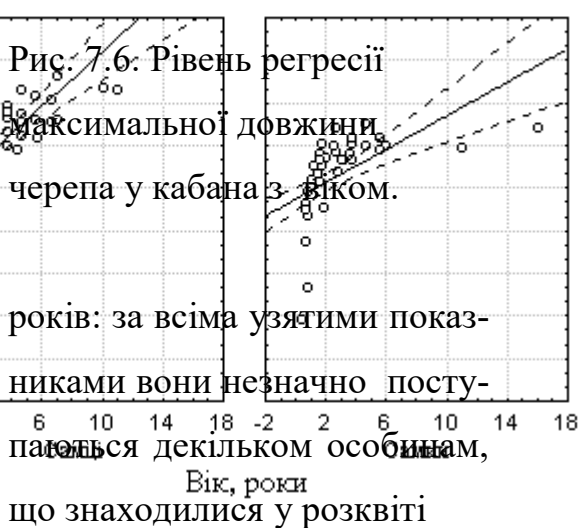
Показники	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	T
MXL	♂	18	40,01±0,43	37,00-43.00	3.31	1.82	3.94
	♀	33	37,90±0,32	32.80-42.00	3.47	1.86	
KBL	♂	18	36,02±0,33	33.68-39.10	1.92	1.39	4.25
	♀	28	34,21±0,27	31.70-36.50	2.07	1.44	
BL	♂	18	34,69±0,29	32.43-37.50	1.51	1.23	3.83
	♀	27	32,95±0,35	29.02-36.20	3.24	1.80	
SKB	♂	26	15,10±0,16	12.70-16.11	0.64	0.80	3.15
	♀	35	14,41±0,15	12.40-16.50	0.81	0.90	
BWEB	♂	26	8,57±0,12	7.35-10.52	0.35	0.59	2.93
	♀	37	8,13±0,09	7.15 -9.70	0.33	0.57	
BHEB	♂	23	11,13±0,11	9.98-12.20	0.26	0.51	2.76
	♀	37	10,72±0,10	9.58-12.20	0.38	0.61	
LM	♂	23	25,93±0,26	23.20-28.80	1.55	1.24	3.82
	♀	36	24,58±0,24	20.98-26.80	2.05	1.43	
LN	♂	20	20,70±0,28	18.70-23.10	1.56	1.25	2.83
	♀	29	19,56±0,29	16.70-24.39	2.47	1.57	
LP	♂	20	24,39±0,25	21.90-26.20	1.25	1.12	4.38

	♀	33	22,78±0,27	19.10-25.60	2.41	1.55	
LLJ	♂	20	28,57±0,28	26.50-31.30	1.62	1.27	3.38
	♀	33	27,21±0,29	23.60-30.00	2.79	1.67	
LSIM	♂	19	8,77±0,21	7.28-10.45	0.81	0.90	3.67
	♀	33	7,90±0,11	6.75- 9.07	0.40	0.63	
HSK	♂	18	12,50±0,25	9.38-13.70	1.15	1.07	2.80
	♀	29	11,70±0,14	10.12-13.20	0.60	0.77	
GHSK	♂	15	20,63±0,28	19.00-22.40	1.20	1.10	0.69
	♀	32	20,37±0,25	17.80-24.70	2.07	1.44	

віку процеси росту черепа і інших частин тіла уповільнюються (табл. А. 4), але не припиняються. Навпаки, на відміну від деяких ссавців, загальне збільшення черепа та його окремих елементів у кабана триває упродовж всього життя (рис. 7.6). Привертає увагу доволі висока кореляція між максимальною довжиною черепа і віком у кабанів обох статей, що спостерігається і при дослідженні інших краніологічних показників. Нам вдалося дослідити черепи декількох

кабанів, які дожили до 10-16

років: за всіма узятими показ-



життя (5-7 років). Не вдалося з'ясувати лише вікову динаміку розміру носових кісток, тому що після 8-літнього віку їхня межа з лобними і верхньощелепними стає зовсім непомітною. Для дослідження особливостей географічної мінливості краніологічних показників було проведено порівняння наших матеріалів з даними, які характеризують кабанів білоруської [222] і карпатської [157] популяцій. Останні знаходяться в оптимальній частині ареалу, де виду ніколи не загрожувала небезпека повного зникнення. Як видно з таблиці 5.4, представники із південної України у групі поросят суттєво перевершують кабанів з Білорусії і Карпат. Причому виявлені краніометричні розходження у більшості випадків статистично достовірні (табл. А. 5). Це, насамперед, пов'язано з кращим забезпеченням тварин стартовими кормами у період найбільш інтенсивного росту на тлі більш тривалого вегетаційного періоду та вищих позитивних температур. Але у дорослих особин ця ситуація змінюється і, оскільки дикий кабан відноситься до тварин з великою тривалістю життя, то можна констатувати, що отримані у дитинстві переваги упродовж нього повністю нівелюються (табл. 7.4). У зазначеній віковій групі кабани з півдня

Таблиця 7.4

Порівняльна характеристика краніометричних ознак дикого кабана із віддалених географічних популяцій

Популяції	Стать	Конділо- базальна довжина	Вилична ширина	Довжина носових кісток	Заокова ши- рина лобних кісток	Джерело інформації
Поросята (6-10 місяців)						
Південно- українська	♂	28,4±0,95	12,4±0,23	14,9±0,59	9,0±0,16	Власні дані
	♀	28,6±0,67	12,6±0,18	15,4±0,43	9,2±0,14	
Карпатська	♂	24,3±0,34	11,1±0,14	12,6±0,13	8,1±0,11	Гунчак [157]
	♀	24,3±0,72	10,7±0,25	13,6±0,92	7,8±0,14	
Білоруська	♂	22,3±0,29	10,7±0,08	11,3±0,16	8,0±0,06	Козло

	♀	22,6±0,22	10,2±0,07	11,2±0,15	7,6±0,04	[222]
Дорослі кабани (старші 3 років)						
Південно-українська	♂	38,9±0,33	16,5±0,17	22,7±0,25	12,3±0,12	Власні дані
	♀	36,6±0,32	14,8±0,21	21,6±0,24	11,6±0,27	
Карпатська	♂	39,3±0,50	16,2±0,20	22,9±0,48	12,1±0,16	Гунчак [157]
	♀	36,1±0,68	15,7±0,30	21,0±0,68	11,8±0,15	
Білоруська	♂	38,9±0,38	16,5±0,22	23,6±0,24	12,2±0,12	Козло [222]
	♀	34,9±0,58	14,7±0,15	20,6±0,29	11,2±0,19	

ареалу за жодним показником не відрізняються від тварин карпатського та білоруського угруповань (табл. А. 5), а також – від кабанів з російського Далекого Сходу [72]. У той же час, в деяких частинах ареалу були виявлені суттєві міжпопуляційної відмінності за краніометричними ознаками, що є наслідком локальної гібридизації диких тварин із свійськими [529]. На початку ХХ ст. в Західній Європі зазначене схрещування набуло широкого вжитку для збільшення популяцій кабана, оскільки гібриди більш плодючі ніж батьківські форми, і відрізняються інтенсивним ростом [548]. Такі тварини здебільшого мають сіре або плямисте забарвлення, що іноді спостерігається в деяких районах південної України (гірський Крим, Придунав'є). Але причина цього явища може бути і іншою. Весною 1984 р. в Старо-Бердянському лісі та взимку 1985 р. у Веселівському р-ні Запорізької області ми зафіксували зустріч 2 плямистих кабанів, одного з яких, сікача, було впольовано. Його маса у віці 19 місяців становила 120 кг, а екстер'єр був у межах норми. Зазначена плямистість могла бути наслідком гомозиготності за даною ознакою, що доведено експериментально [490]. Порівняно з тваринами нормального забарвлення, плямисті поросята відрізняються підвищеним рівнем смертності, що є характерним для гомозигот взагалі, і тому вони зустрічаються рідко.

Таким чином, можна констатувати, що, незважаючи на порівняно більшу швидкість росту кабанів на півдні України у перший рік життя, у дорослому віці за краніологічними показниками вони не перевершують своїх засновників

(*S. s. ussuricus*) та представників із центральних (*S. s. scrofa*) і південних (*S. s. attila*) районів ареалу Це свідчить про стабілізацію норми реакції виду в нових умовах існування та досягнення кабанами параметрів, обумовлених відповідними генотипами.

Зважаючи на велику рухливість дикого кабана, на південній межі ареалу значний інтерес становить вивчення динаміки краніологічних показників у майже осілої козулі з невеликою індивідуальною ділянкою мешкання. Логічно припустити, що у сприятливих кліматичних умовах південної України, тварини цього виду за екстер'єром можуть перевершувати тварин центральних і північних популяцій. Основою для таких міркувань є дослідження, що проводилися у багатьох країнах Європи, завдяки яким було з'ясовано, що в місцях з невеликою щільністю населення цих ссавців козулі досягають кращих трофейних показників та більших розмірно-вагових кондицій. Велика залежність загальних розмірів козуль та їх скелетних утворень від вологості, температури повітря, типів ґрунту, структури та продуктивності біоценозів була виявлена в Болгарії [225], Великобританії [601], Німеччині [631], Чехії [580, 644], Швеції [522] та в інших країнах.

За свідченнями деяких дослідників [250, 444] козулі із аборигенних осередків лісостепової зони України, відрізнялися великими розмірами. Враховуючи, що в Самарському лісі (Дніпропетровська обл.) на початку ХХ сторіччя за умов дуже низької чисельності і острівного поширення виду (*S. carpeolus*) мешкала сибірська козуля [66], можна припустити вплив останньої на формування генотипу сучасної європейської форми у цих місцях. Тим більше, що спеціальними дослідженнями з гібридизації європейської та сибірської козуль [386, 572] така можливість підтверджена. І дійсно, наступні дослідження тварин із Самарського лісу [385], показали велику подібність каріотипу з таким сибірської козулі (*S. pygargus*), для якої характерні значно більші екстер'єрні та краніологічні показники [165]. Окрім звичайних 70 хромосом, у деяких особин

(із 9 досліджених у 2) тут були виявлені 2 допоміжні мікрохромосоми, що відрізняють каріотип сибірського виду від європейського. Звичайно, можна припустити древнє гібридне походження острівних популяцій козулі у південній Україні, адже у пізньому плейстоцені ареали обох видів, згідно палеозологічних знахідок, могли мати симпатричний вигляд [84]. Але в інших місцях лісостепу, де збереглися осередки козулі (Чорний ліс та урочище “Голоче”, Кіровоградська обл.), зазначені каріологічні відміни встановити не вдалося. За свідченнями деяких дослідників [212, 250], морфометричні показники тварин із українського лісостепу не виходять за межі мінливості європейської козулі. Але, враховуючи, що дотепер дослідження екстер`єру та краніології козуль в Україні не проводилося взагалі, це питання не можна вважати цілком вирішеним. Сучасну спробу І.В. Загороднюка [198], щодо аналізу відмінностей та подібностей між сучасними козулями і віддаленими майже на 100 років у часі 4 особинами неясного походження, також не можна вважати вдалою через брак матеріалу і тенденційність висновків.

Таблиця 7.5

Порівняльна характеристика краніологічних показників (см) європейської козулі у віці 5-6 місяців з півночі (Литва) і півдня ареалу

Виміри	Популяція	$M \pm m$	Limit	CV, %	σ	t
С а м к и (Литва: n = 35; південь України: n=30)						
Максимальна довжина	Північна	17,53±0,10	-	0,35	0,61	
	Південна	18,01±0,13	16,95-19,42	0,36	0,60	3,6
Кондило-базальна довжина	Північна	16,46±0,11	-	0,38	0,62	
	Південна	16,65±0,19	14,55-18,01	0,70	0,84	0,9
Вилична ширина	Північна	7,69±0,05	-	0,39	0,30	
	Південна	7,84±0,05	7,36-8,32	0,07	0,26	2,1
Міжокова ширина	Північна	4,59±0,03	-	0,41	0,19	
	Південна	4,65±0,04	4,26 – 5,11	0,05	0,22	0,6
Ширина зчленівних горбків	Північна	3,49±0,03	-	0,50	0,17	
	Південна	3,60±0,05	3,22-3,88	0,04	0,20	1,0
Довжина лицевої частини	Північна	8,58±0,07	-	0,50	0,43	
	Південна	8,84±0,11	8,12-9,46	0,22	0,47	2,1

Ширина мозкової капсули	Північна	5,51±0,02	-	0,23	0,13	
	Південна	5,67±0,12	5,31-6,25	0,04	0,21	1,2
С а м ц і (Литва: n=25; південь України: n=25)						
Максимальна довжина	Північна	17,59±0,11	-	0,32	0,56	
	Південна	18,29±0,31	16,00-19,36	1,08	1,04	2,1
Кондило-базальна довжина	Північна	16,63±0,12	-	0,36	0,59	
	Південна	17,10±0,35	15,27-18,32	0,99	0,99	1,3
Вилична ширина	Північна	7,99±0,05	-	0,32	0,26	
	Південна	7,95±0,05	7,51-8,43	0,06	0,25	0,6
Міжочкова ширина	Північна	4,72±0,04	-	0,42	0,20	
	Південна	4,80±0,05	4,35- 5,21	0,06	0,25	1,25
Ширина зчленівних горбків	Північна	3,60±0,04	-	0,59	0,22	
	Південна	3,65±0,09	3,18-4,22	0,08	0,28	0,5
Довжина лицевої частини	Північна	8,62±0,07	-	0,42	0,36	
	Південна	9,20±0,19	8,42-9,85	0,29	0,54	2,9
Ширина мозкової капсули	Північна	5,49±0,04	-	0,33	0,18	
	Південна	5,75±0,06	5,09-6,21	0,08	0,29	3,6

Проаналізована мінливість краніометричних показників європейських козуль [555], показала велику подібність за більшістю ознак тварин польської, моравської і чеської популяцій, а також перевагу над ними козуль із Німеччини та Угорщини. Але загалом всі ссавці із Центральної Європи за краніометричними показниками поступаються розташованим на північній межі ареалу самкам і самцям зазначеного виду із Литви [52]. Тому ми спробували порівняти дані, отримані в результаті дослідження черепів козуль з південної України з аналогічними матеріалами з півночі ареалу за краніологічними ознаками. Таким чином вдалося встановити, що наші козулі у перший рік життя, коли визначення віку має високу точність, не поступаються найбільшим козулям Європи і навіть перевершують їх за більшістю краніологічних ознак (табл. 7.5). При $p=0.01$, молоді самки південноукраїнських популяцій достовірно перевищують таких із Литви за максимальною довжиною черепа ($t=3,6$), а також мають більші середні значення й інших показників. У той же час, самці з півдня незначно і недостовірно поступаються козулям із півночі ареалу лише за

вличною шириною, а за довжиною лицевої частини черепа та за шириною мозкової капсули вони перевершують їх. Однак, слід враховувати, що народження козуль триває із кінця квітня до кінця червня і тому на розмірні показники може дуже впливати вікова структура вибірки. Якщо для тварин, що досягли середнього віку, це не має суттєвої різниці, то між особинами, що прожили 4 чи 6 місяців спостерігаються дуже великі розбіжності у інтер'єрних та екстер'єрних показниках. Як показали наші дослідження по кабану [637], подальший розвиток та інтенсивний ріст можуть уподібнити тварин різних угруповань. Враховуючи, що географічна мінливість найбільш яскраво виражена у статевозрілих тварин, у табл. 7.6 наведено результати порівняння таких козуль із Литви і Південної України між собою. З'ясувалося, що черепи тварин південних угруповань за жодним показником не поступаються перед

Таблиця 7.6

Порівняльна характеристика краніологічних показників європейської козулі у віці 77-116 місяців з півночі (Литва) і півдня ареалу

Виміри	Популяція	$M \pm m$	Limit	CV, %	σ	t
С а м к и (Литва: n=18; південь України: n=18)						
Максимальна довжина	Північна	20,43±0,11	-	0.23	0.48	0,5
	Південна	20,54±0,18	19,35-21,83	0.53	0.73	
Кондило-базальна довжина	Північна	19,17±0,13	-	0.29	0.55	1,0
	Південна	19,39±0,17	18,31-20,70	0.46	0.68	
Вилична ширина	Північна	9,04±0,09	-	0.40	0.36	3,8
	Південна	8,58±0,08	7,99-9,05	0.10	0.32	
Міжокова ширина	Північна	5,21±0,07	-	0.54	0.28	0,8
	Південна	5,30±0,05	4.95 -5.80	0.05	0.23	
Ширина зчленівних горбків	Північна	3,65±0,09	-	0.39	0.14	-
	Південна	3,65±0,07	3,03-3,96	0.07	0.27	
Довжина лицевої частини	Північна	10,62±0,07	-	0.29	0.31	1,6
	Південна	10,88±0,15	9,87-12,10	0.35	0.60	
Ширина мозкової капсули	Північна	6,01±0,05	-	0,32	0,19	1,9
	Південна	6,16±0,06	5,74-6,73	0,07	0,26	
Довжина верхнього ряду зубів	Північна	5,54±0,07	-	0,31	0,17	1,2
	Південна	5,67±0,08	5,13- 6,55	0,12	0,35	

С а м ц і (Литва: n=11; південь України: n=34)						
Максимальна довжина	Північна	20,65±0,18	-	0,29	0,59	
	Південна	20,98±0,17	19,02-22,73	0,81	0,90	1,3
Кондило-базальна довжина	Північна	19,47±0,15	-	0,26	0,50	
	Південна	19,73±0,16	17,73-21,15	0,69	0,83	1,2
Вилична ширина	Північна	9,56±0,08	-	0,28	0,27	7,5
	Південна	8,86±0,05	8,13-9,33	0,08	0,29	
Міжжова ширина	Північна	5,65±0,08	-	0,44	0,25	
	Південна	5,69±0,05	5,09-6,44	0,09	0,29	0,4
Ширина зчленівних горбків	Північна	3,92±0,03	-	0,28	0,11	
	Південна	3,81±0,06	3,17-4,11	0,06	0,24	1,0
Довжина лицевої частини	Північна	10,57±0,14	-	0,43	0,46	
	Південна	10,59±0,12	10,79-11,65	0,40	0,63	0,1
Ширина мозкової капсули	Північна	6,26±0,05	-	0,25	0,16	
	Південна	6,28±0,05	5,30-6,80	0,07	0,27	0,3
Довжина верхнього ряду зубів	Північна	5,51±0,05	-	0,33	0,18	
	Південна	5,84±0,05	5,44- 6,42	0,07	0,27	4,7

північними мешканцями і, таким чином, також є найбільшими у Європі. Якщо врахувати зазначені вище особливості статистичної обробки матеріалу, то за максимальною, кондило-базальною і основною довжиною черепа вони перевершують козуль, що мешкають у оптимальних і досить щільно населених видом місцях ареалу.

Індивідуальний розвиток черепа і динаміка віково-статевої мінливості краніологічних показників у козуль південних популяцій вирізняються лише прискореним ростом у перший рік життя, який потім вирівнюється (табл. А. 6). Цікаво, що лише у цьому віці самки мають перевагу над самцями за деякими показниками лицевої частини черепа, у нашому випадку – за величиною діастеми між різцями і корінними зубами у нижній щелепі ($t=3,5$). Така закономірність відмічена у козуль румунських [488], литовських [52] та інших угруповань [400]. Упродовж наступного року вже відбувається суттєве формування вторинних статевих ознак у вигляді лобних відростків та рогів (табл. А. 7) і черепи самців достовірно перевершують самок лише за максимальною шириною ($t=3,02$). Значні розбіжності у цій віковій групі також

спостерігаються між тваринами різної статі і за міжковою шириною ($t=2,36$), а у більш пізньому віці (42-68 місяців) перевага самців над самками набирає достатньої виразності і за іншими показниками (основна довжина, вилична ширина, довжина нижньої щелепи тощо). Але достовірно перевага зберігається лише за максимальною шириною черепа ($t=4,4$) та довжиною нижнього ряду корінних зубів ($t=6,5$); різниця за іншими ознаками не суттєва і не варта уваги (табл. А. 8). Після значного уповільнення процесів росту у віці більш ніж 77 місяців, коли розміри рогів досягають максимальних розмірів і ваги, незважаючи на відповідний статевий диморфізм, за більшістю абсолютних показників різниця у розмірах черепів козуль різної статі стає майже непомітною (табл. А. 9). Лише за виличною ($t=3,5$), максимальною ($t=3,7$) та міжковою шириною ($t=5,6$) самці до кінця життя мають перевагу над самками (табл. 7.6).

Таким чином, розвиток тварин у відновлених південних популяціях кабана та козулі, відбувається майже дуже подібно. У перший рік життя тварини обох статей перевершують за краніологічними показниками особин із інших угруповань центральної та північної Європи, що є наслідком кращих умов існування за рахунок використання агроценозів на тлі оптимальних кліматичних характеристик. У подальшому швидкості росту уповільнюються і зазначені показники не виходять за межі відомої індивідуальної і географічної мінливості, але досягають максимальних розмірів. І у кабана, і у козулі до кінця життя продовжуються процеси росту черепа та спостерігається наявність статевого диморфізму за краніологічними ознаками з перевагою їх у особин чоловічої статі. Найбільш яскраво це виражено у дикого кабана, самці якого перевершують самок за всіма краніологічними параметрами. У європейської козулі в південних маргінальних угрупованнях статевий диморфізм у розмірах черепа зберігається лише за виличною, максимальною та міжковою шириною, що є наслідком впливу інтенсивних процесів формування рогів і, особливо,

рогових пеньків. Останні, хоча і являються відростками лобних кісток, але під час формування впливають на розвиток всієї орбітальної області черепа. Загалом, динаміка краніологічних ознак європейської козулі і дикого кабана у південних степових маргінальних угрупованнях свідчить про досягнення ними екологічного і морфологічного стану предкових географічних популяцій. Але в гірсько-лісових районах Криму, через тривалу ізоляцію козулі і генетичну мономорфність штучно створеного угруповання дикого кабана, спостерігається своєрідність форм острівного характеру за принципом Райта [643].

5.1.3. Мінливість морфологічних ознак у аборигенних ссавців. Із великих ссавців, які мешкають у південній Україні упродовж тривалого часу, можна назвати зайця-русака і звичайну лисицю. Зайця-русака відносять до тварин з реверсивним статевим диморфізмом [605], тобто вважається, що самки в цього виду крупніші за самців [523]. Серед можливих причин цього явища називають диференціацію екологічних ніш, підвищену конкуренцію між особинами однієї статі за трофічні ресурси, більш ефективне розмноження великих самок і спадкування нащадками певних морфологічних ознак. Ми вирішили перевірити саме існування статевого диморфізму у досить добре вивченого підвиду (*L. e. transilvanicus*) на південній межі його поширення, а також з'ясувати причини можливих морфологічних розходжень (табл. 7.7).

Таблиця 7.7

Статеві розходження екстер'єрних показників зайця-русака у Приазов'ї

Показники	n	Стать	$M \pm m$	Limit	t
Маса тіла, кг	207	♀	$3,6 \pm 0,04$	2,2 – 5,0	1,7
	198	♂	$3,7 \pm 0,04$	2,0 – 4,9	
Довжина тіла, см	177	♀	$57,0 \pm 0,28$	47,0 – 67,0	0,5
	174	♂	$56,9 \pm 0,27$	44,5 – 67,5	
Довжина хвоста, см	174	♀	$9,3 \pm 0,11$	6,0 – 15,5	0,6
	172	♂	$9,4 \pm 0,11$	5,5 – 13,5	

Довжина стопи, см	183	♀	$15,0 \pm 0,07$	11,7 – 17,2	1,8
	175	♂	$15,2 \pm 0,08$	11,5 – 18,0	
Висота вуха, см	175	♀	$10,3 \pm 0,08$	6,9 – 13,5	0,8
	136	♂	$10,6 \pm 0,08$	7,0 – 14,0	

Пізньюю осінню й узимку (20.XI-30.01.1977-2001 рр.) маса тіла зайців обох статей жодного разу не перевищувала 5 кг, хоча окремі з досліджених особин досягли віку 4⁺ роки. Виявлені розходження між ними за даним показником виявилися статистично недостовірними, як і за багатьма лінійними ознаками. Хоча це в цілому характеризує південні популяції виду, таке спостерігається не завжди. Під час депресій рівень гетерозиготності і різноманіття генотипів в угрупованнях дещо підвищується [17], що відносять до проявів механізмів більш ефективного використання тваринами ресурсів середовища і підтримки в несприятливих умовах максимально можливої продуктивності [13]. Це супроводжується накопиченням в угрупованні дорослих тварин з перевагою самок. У роки пікової чисельності (1982/84), коли в південних угрупованнях через сприятливі кліматичні умови різко збільшилася виживаність молодняку, середні величини зазначених показників змінилися (табл. 7.8). Але, у зв'язку з

Таблиця 7.8

Характеристика екстер'єрних показників зайця-русака в різні фази динаміки чисельності

Стать, виміри	Пік чисельності		Депресія чисельності		t
	Limit	$M \pm m$	Limit	$M \pm m$	
С а м ц і	(n = 123)		(n = 154)		-
Маса тіла, кг	3,0 – 4,5	$3,6 \pm 0,08$	2,9 – 4,9	$3,7 \pm 0,06$	2,0
Довжина тіла, см	52,0 – 61,0	$57,5 \pm 0,58$	50,0 – 62,0	$57,2 \pm 0,43$	1,3
Довжина хвоста, см	7,5 – 11,2	$9,3 \pm 0,23$	6,5 – 11,0	$8,8 \pm 0,16$	0,9
Довжина стопи, см	13,7 – 18,0	$16,1 \pm 0,19$	12,2 – 16,8	$15,1 \pm 0,17$	2,9
Висота вуха, см	9,5 – 12,0	$10,9 \pm 0,11$	7,0 – 11,6	$10,2 \pm 0,16$	1,7
С а м к и	(n = 122)		(n = 144)		-

Маса тіла, кг	2,5 – 4,6	$3,5 \pm 0,09$	3,0 – 4,9	$3,8 \pm 0,08$	4,2
Довжина тіла, см	50,0 – 62,0	$57,0 \pm 0,83$	47,0 – 65,0	$56,8 \pm 0,46$	0,2
Довжина хвоста, см	6,0 – 12,4	$9,5 \pm 0,34$	6,5 – 15,0	$9,5 \pm 0,24$	0
Довжина стопи, см	13,1 – 17,0	$15,3 \pm 0,19$	12,0 – 16,2	$15,2 \pm 0,12$	0,5
Висота вуха, см	9,5 – 12,4	$10,7 \pm 0,17$	7,5 – 14,0	$10,5 \pm 0,15$	0,9

тим, що через 8-9 місяців після народження молоді зайці за всіма екстер'єрними вимірами не поступаються тваринам старших вікових груп, удавана різниця не мала достовірних значень. Тому, при співвідношенні зайців різної статі серед вилучених тварин близького 1:1, за жодним показником не вдалося знайти істотних розходжень. Єдиним винятком являється маса тіла, за якою дорослі самки суттєво перевершують молодих ($t=4,2$). Збільшення цього показника відбувається у русака упродовж майже всього життя на тлі сезонної мінливості, яка у молодих особин більш помітна, ніж у дорослих [593]. Тому, локально, у деякі роки під час депресії чисельності, коли в угрупованнях домінують дорослі тварини, самки можуть достовірно перевершувати самців за масою тіла, висотою вуха і довжиною ступні [104]. Причина цього явища полягає у різному віці тварин, яких ми порівнюємо. Якщо самки здебільшого представлені особинами старшої вікової групи (1 рік 6-8 місяців – 2 роки 6-8 місяців), то серед самців переважну кількість становлять порівняно молоді зайці (8-9 місяців – 1 рік 8-9 місяців). Це є наслідком вікового кросу, а оскільки в русака ріст, хоча і з меншою швидкістю продовжується і протягом другого року життя, то виявлені розходження цілком зрозумілі. При порівнянні одновікових тварин за низької чисельності і щільності може спостерігатись незначне збільшення маси як дорослих, так і молодих зайців [506].

На відміну від самців, самки русака упродовж усього року ведуть осілий спосіб життя і рідко вдаються навіть до незначних міграцій. Зокрема, 3 мічені самки із партії в 24 особини, яких випускали разом, через рік були добуті на відстані біля 1 км від місця випуску. Жодного самця із них вполювати не вдалося, тому що вони, стаючи статевозрілими, більш рухливі і здатні до

недалеких переміщень. Відомо, що за високої чисельності на півдні ареалу у Приазов'ї відбувалися міграції зайця-русака, який у великій кількості в окремі роки, з'являвся на узбережжі Азовського моря після 20 грудня [246].

Природно, що під час вагітності (лютий-липень) і годівлі зайченят самки перевищують самців за масою тіла (табл. 7.9). Зокрема, у країнах Центральної Європи у лютому не менше 60% самок вагітні [578]. У самок півдня маса у зазначений період становила $4,4 \pm 0,13$ кг, а у самців – всього $3,8 \pm 0,06$; причому частота зустрічальності тварин з масою 4,0-5,4 кг у перших склала 54,17%. Самці з масою тіла, вищою ніж 4.0 кг, зустрічалися майже удвічі менше – в 34,21% випадків, а самі великі з них важили навесні всього 4,4 кг. При цьому за

Таблиця 7.9

Характеристика екстер'єрних показників у дорослих особин зайця-русака в період репродукції (лютий – липень 1977-1995 рр.)

Показники	n	Стать	$M \pm m$	Limit	t
Маса тіла, кг	124	♀	$4,4 \pm 0,13$	3,2 – 5,5	4,3
	138	♂	$3,8 \pm 0,06$	2,9 – 4,4	
Довжина тіла, см	125	♀	$55,4 \pm 1,12$	38,0 – 62,0	0,1
	138	♂	$55,5 \pm 0,72$	47,0 – 65,0	
Довжина хвоста, см	125	♀	$9,4 \pm 0,27$	6,5 – 11,0	0,7
	137	♂	$9,6 \pm 0,16$	8,0 – 11,5	
Довжина стопи, см	124	♀	$14,6 \pm 0,18$	11,5 – 16,0	1,5
	137	♂	$14,9 \pm 0,09$	13,5 – 16,0	
Висота вуха, см	125	♀	$10,3 \pm 0,17$	6,9 – 13,5	0,5
	138	♂	$10,4 \pm 0,12$	8,5 – 13,0	

всіма лінійними показниками між тваринами різної статі не спостерігалось ніяких розбіжностей, окрім наведеного випадку. Зростання маси тіла по відношенню до його довжини у зайців південних популяцій, де процеси репродукції починаються раніше ніж в центральній частині ареалу, у самок

відбувається дуже стрімко. Особливо це добре помітно за результатами

регресійного аналізу (рис. 7.7).

Довірча зона лінійної регресії для порогу

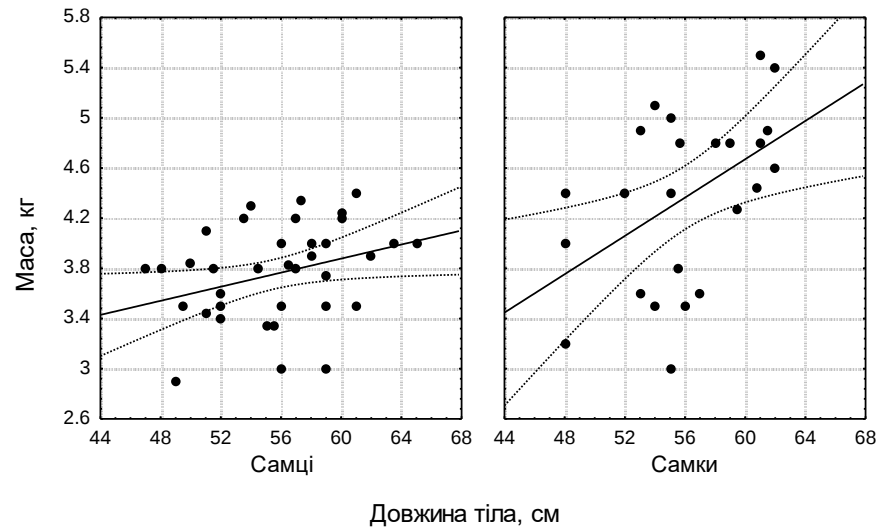


Рис. 7.7. Залежність маси тіла у зайців від його довжини у лютому-серпні.

ймовірності $p=0,05$, якому відповідає $t=4.3$, у тварин обох статей лежить між величинами 52,5 та 55,5 см. Скорочення маси відбувається у самок поступово і співпадає з кінцем вегетації багатьох диких кормових рослин та з початком депресивної фази овогенезу. Щоб уникнути можливих помилок, пов'язаних з вибірковістю процесу полювання, ми використовували дані про тварин, добутих на обмеженій території (близько 800 га) за короткий відрізок часу (табл. 7.10). З'ясувалося, що у вибірці дорослі самці складають 33,3%, а

Таблиця 7.10

Статеві відміни екстер'єрних показників у зайця-русака в період високої чисельності (28.XI– 26.XII.1982 р.) на обмеженій території (~800 га)

Показники	n	Стать	$M \pm m$	Limit	t
Маса тіла, кг	22	♀	$3,46 \pm 0,07$	2,8 – 4,3	0,25
	27	♂	$3,64 \pm 0,73$	3,0 – 4,5	
Довжина тіла, см	22	♀	$56,56 \pm 0,83$	51,0 – 63,2	1,19
	27	♂	$57,72 \pm 0,51$	52,0 – 61,1	
Довжина хвоста, см	22	♀	$9,44 \pm 0,32$	6,0 – 12,0	0,34
	27	♂	$9,31 \pm 0,21$	7,5 – 11,2	
Довжина стопи, см	22	♀	$15,33 \pm 0,17$	13,2 – 17,0	2,61
	27	♂	$15,97 \pm 0,18$	13,7 – 18,0	
Висота вуха, см	22	♀	$10,63 \pm 0,18$	9,5 – 13,0	0,32
	27	♂	$10,89 \pm 0,95$	9,5 – 12,0	

самки – лише 18,2. Інші тварини були представлені молодими зайцями поточного року народження. Така структура є характерною для полігамних плідючих видів у періоди високої чисельності. У такий спосіб також не вдалося виявити наявності статевих диморфізму у різновікових русаків за всіма екстер'єрними ознаками, але максимальних значень останні можуть досягати як в періоди депресії чисельності, так і під час її піку.

Вивчення географічної мінливості екстер'єрних показників зайця-русака із українських популяцій показало деякі відміни між ними (табл. А. 10). Хоча особини із сусіднього лісостепового угруповання перевершують тварин із степової зони за більшістю ознак, достовірні розбіжності зафіксовані лише за масою тіла (табл. 7.11). Про великі значення цього показника у зайців із

Таблиця 7.11

Достовірність розбіжностей (t) екстер'єрних ознак зайців із різних географічних

популяцій ($\frac{\text{самці}}{\text{самки}}$)

	Степова зона (n = 405)
--	------------------------

Показники		Маса тіла, кг	Довжина тіла, см	Довжина хвоста, см	Довжина стопи, см	Висота вуха, см
Лісостеп (n = 98)	Маса тіла, кг	<u>-4,0</u> -8,5				
	Довжина тіла, см		<u>- 2,0</u> - 1,3			
	Довжина хвоста, см			<u>1,1</u> -0,7		
	Довжина стопи, см				<u>-1,3</u> -2,3	
	Висота вуха, см					<u>-0,7</u> -0,6
Полісся (n = 46)	Маса тіла, кг	<u>-0,6</u> -3,8				
	Довжина тіла, см		<u>-0,5</u> -2,4			
	Довжина хвоста, см			<u>2,6</u> 0,8		
	Довжина стопи, см				<u>-1,3</u> -4,3	
	Висота вуха, см					<u>0</u> -1,1

лісостепу сповіщав О.П. Корнєєв [239], який серед 220 досліджених тварин виявив домінування особин вагою від 4 до 5 кг (64,5%), а також наявність ще крупніших зайців – від 5 до 6 кг (15,4%) і більших за 6 кг – 2,2%. Про це ж саме стверджував і В.О.Архипчук [21], який виявив значну перевагу зайченят та дорослих із лісостепової зони за масою тіла над тваринами із степової ($t = 2,7$). Скоріш за все, це явище має спадкову природу, оскільки добір крупних особин тут відбувається здавна. У всякому разі, при вирощуванні русаків у клітках, нащадки тварин, спійманих у Київській області, з дня народження до 3 років переважали за масою зайців, батьки яких походили із Запорізької області, на $16,3 \pm 0,84\%$. Причому якщо різниця серед дорослих самок була недостовірною ($t = 1,4$), то серед самців вона сягала суттєвих значень ($t = 4,0$) [21].

У рівнинних районах Болгарії середня маса дорослих самців складала 3.72, самок – 3.93 кг, а молодих, відповідно, – 3,26 та 3,2 кг [322]. Це незначно перевищує показники тварин із південної України. Русаки із Полісся також перевершують за більшістю екстер'єрних ознак зайців із південної України; між самками за масою тіла і довжиною стопи ця перевага статистично достовірна. Це ж саме відмічали на території Польщі, де наприкінці року маса русаків сягала великих розмірів – у дорослих вона коливалася у межах 4,5-4,6 кг, а у молодих – від 3,9 до 4,1 [506]. Зважаючи на існуючі відміни, не викликає сумнівів виділення лісостепової форми русака в особливий підвид *L. eurgaeus tesquorum* Ognev [313]. Натомість у Нідерландах у польових угіддях, з високою щільністю, середня маса зайців складала 3.4, а у лісових, з низькою, – 3.6 кг [503]. Взагалі можна констатувати, що русаки на північно-західній межі ареалу не відрізняються особливо великими розмірами і значно поступаються таким із центральних районів України.

У південній популяції домінують особини з масою від 3,6 до 4,2 кг (64,6%). Такому показникові відповідають 34,2% самців і 41,2% самок. Незважаючи на неоднаковий розподіл цього показника у тварин різної статі, вершини його кривої і у самців, і у самок співпадають майже повністю (рис. 7.8). Це ще раз підтверджує відсутність статевого диморфізму у русака за масою тіла упродовж осені та зими.

У цілому, на півдні сезонна мінливість маси тіла у самок зайця-русака добре виражена в зв'язку зі зростанням її протягом вагітності і поступовим зниженням у наступні фази біологічного циклу.

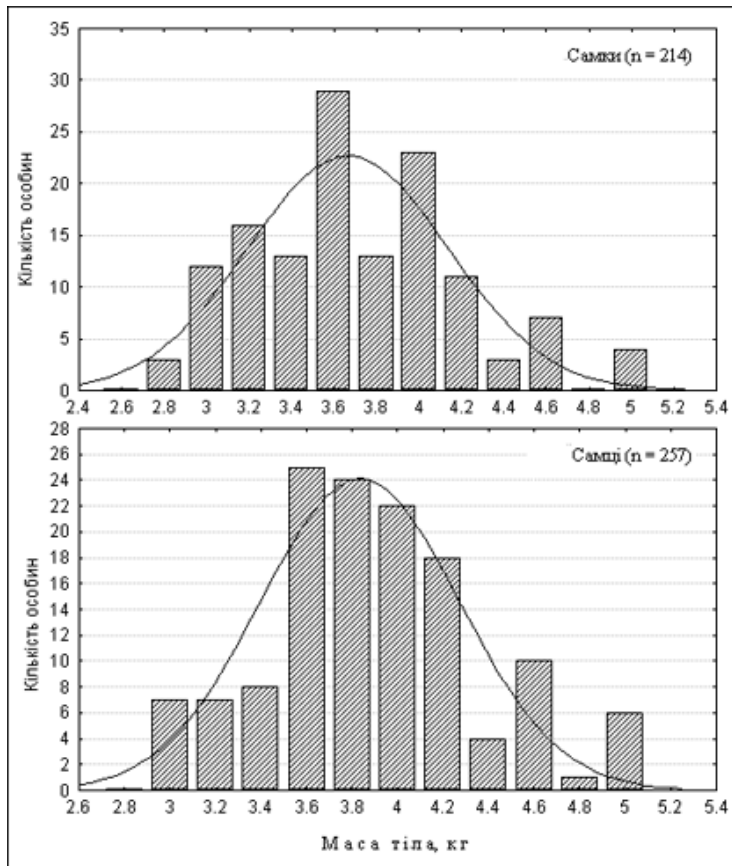


Рис. 7.8. Гістограма розподілу
маси тіла у зайця-русака на
півдні України (20.XI-30.0I).

Таким чином, зайці із південних степових популяцій мають найменші розміри серед тварин порівнюваних українських угруповань та суттєво поступаються тваринам з лісостепової зони за масою тіла. Їх також перевершують самці із Полісся, які дещо більші степових зайців за довжиною стопи та масою тіла. Попри високий температурний градієнт, велику суму позитивних температур регіону у тварин півдня, порівняно з іншими угрупованнями, не вдалося зафіксувати певної переваги за висотою вуха і довжиною хвоста. Адже ці ектосоматичні органи являються важливими для викидів надлишку фізіологічного тепла і суттєво контролюються природним добром у багатьох видів ссавців [379, 463].

Морфологічні та краніометричні дослідження звичайної лисиці в Україні [454, 455], показали значну географічну мінливість багатьох ознак. Вона найбільша із всіх відомих хижаків і не йде ні в яке порівняння з іншими видами лисиць або вовка, що пов'язано з майже космополітичним ареалом і великою індивідуальною мінливістю цього виду [142]. Багато в чому, цьому сприяють велика плодючість тварин, рання статева зрілість, пристосування до різних умов – від поселення у містах до безводних кам'янистих пустель. Це також безпосередньо пов'язано з великою здатністю лисиць до міграцій, що призводить до обміну генотипами і нівелює результати мікроеволюційного процесу, наслідком якого є міжпопуляційна дивергенція за окремими ознаками та їх сукупністю. Молоді тварини у перший рік життя здебільшого не виходять за межі території радіусом 5 км, лише окремі лисиці були виловлені на відстані 16,5 км від місця народження [642]. Але упродовж наступних 2 років частина тварин віддаляється на 27-50 км, а окремі з них здатні мігрувати на 120-800 км [367, 442]. Хоча найбільш далекі мандрівки здійснюють здебільшого самці, такі відомі випадки і для самок: в Данії за 10 місяців 3 лисиці подолали відстань у 6, 40 і 112 км [543], а в США 1 молода тварина – 395 км [486].

Однак, незважаючи на це, лисиці південних популяцій поступаються представникам більш північних угруповань майже за всіма екстер'єрними ознаками (табл. А. 11). Винятком являється лише довжина хвоста, за якою вони достовірно перевершують тварин із Полісся та лісостепової зони. Цікавим являється той факт, що найбільші міжпопуляційні розбіжності зафіксовані серед самців; лише за масою тіла самки лісостепу суттєво більші за лисиць із степової зони (табл. 7.12). Скоріш за все, це можна пояснити тривалою прив'язаністю самок до місця народження малят, що призводить до скорочення площі використання кормових ресурсів. Враховуючи високу щільність лисиць у степових популяціях, значне коливання чисельності гризунів за роками,

наслідком зазначеного може бути недостатнє забезпечення тварин відновною енергією у період інтенсивного росту та фізіологічного розвитку.

У гірській місцевості (Кавказ, Крим, Памір та інш.) спостерігається здрібнення форм як за екстер'єром, так і за краніологічними показниками [142], причиною якого також може бути загальний дефіцит кормів. Кримська гірська лисиця, виділена О.О. Браунером [65] в особливий підвид (*V. v. krymensis*),

Таблиця 7.12

Достовірність розбіжностей екстер'єрних ознак лисиць із різних географічних популяцій ($\frac{\text{самці}}{\text{самки}}$)*

Показники		Степова зона (n = 133)				
		Маса тіла, кг	Довжина тіла, см	Довжина хвоста, см	Довжина стопи, см	Висота вуха, см
Лісостеп (n = 79)	Маса тіла, кг	<u>-2,3</u> -5,1				
	Довжина тіла, см		<u>- 2,3</u> 0,9			
	Довжина хвоста, см			<u>3,0</u> 2,8		
	Довжина стопи, см				<u>-0,9</u> -0,3	
	Висота вуха, см					<u>2,5</u> 0,5
Полісся (n = 118)	Маса тіла, кг	<u>-4,2</u> 0,6				
	Довжина тіла, см		<u>-4,0</u> 0,2			
	Довжина хвоста, см			<u>6,6</u> 2,9		
	Довжина стопи, см				<u>-1,1</u> -4,8	
	Висота вуха, см					<u>0,7</u> -0,1

*Достовірність відмінностей вирахована за даними: Шевченко, Борисовец [455].

достовірно є найменшою серед представників виду в Україні [455]. Таким чином, лисиці південних популяцій являються найменшими за більшістю екстер'єрних і краніологічних ознак в Україні. Ця відміна може бути наслідком природного добору дрібних тварин, більш стійких до тривалого впливу високих температур, що має відповідне фізіологічне пояснення [463, 464]. Але існують і інші гіпотези щодо здрібнення форм деяких хребетних в умовах острівної ізоляції (а Кримський півострів можна вважати біогеографічним островом з обмеженим впливом “популяційних хвиль”). Одна з них ґрунтується на феномені оптимізації енергії, яку отримує організм у даний час, і полягає у зменшенні середньої кількості доступної їжі за умов жорсткої конкуренції з іншими видами [507].

У свій час, існуюча міжпопуляційна дивергенція за багатьма ознаками, дала привід для виділення різними дослідниками на європейській території колишнього СРСР 5 підвидів, зокрема, таких, як: середньоєвропейська лисиця (*V. v. crucigera*), лісостепова (*V. v. diluta*) і степова (*V. v. stepensis*) [142]. Однак, сучасні дослідження, виконані на значно більшому за об'ємом матеріалі, чим були описані зазначені географічні форми, не підтвердили доцільності виділення наведених таксонів. Згідно нових даних [454, 455], зараз достовірно можна диференціювати лише два підвиди: середньоєвропейський (*V. v. crucigera* Bechst., 1789), ареал якого охоплює більшу частину України та кримський (*V. v. krymensis* Brauner, 1914). Оскільки при вимірах тварин завжди існують суб'єктивні особливості і підходи, ми наводимо результат власних досліджень екстер'єру лисиць із Приазов'я (табл. 7.13). Незважаючи на незначний об'єм вибірки, вони також підтверджують зазначені вище матеріали (табл. А. 11). Загалом можна констатувати зростання екстер'єрних та краніологічних показників лисиці упродовж ХХ ст., що спостерігається також і в угрупованнях вовка в різних за кліматичними умовами районах України та північного заходу Росії [347]. Тенденція до збільшення розміру лисиць

степових і лісостепових популяцій упродовж філогенезу може бути наслідком взаємного впливу планетарного потепління і антропогенного фактору. Перше, хоча і не призвело до суттєвого збільшення середньої температури середовища, яке могло б викликати якісні зміни розмірів тіла та черепа, але сприяло розширенню кормових можливостей на протязі критичного зимового періоду.

Таблиця 7.13

Екстер`єрні особливості лисиць із північно-західного Приазов`я

Показники	n	Стать	M ± m	Limit
Маса тіла, кг	28	♂	5,9 ± 0,20	3,9 – 7,4
	13	♀	5,2 ± 0,20	3,4 – 6,2
Довжина тіла, см	25	♂	76,2 ± 0,78	68,3 – 86,0
	14	♀	68,8 ± 1,47	60,0 – 76,0
Довжина хвоста, см	27	♂	42,7 ± 0,55	38,0 – 48,1
	10	♀	39,4 ± 0,76	33,0 – 43,0
Довжина стопи, см	26	♂	16,6 ± 0,18	14,4 – 18,0
	13	♀	15,0 ± 0,41	12,0 – 16,6
Висота вуха, см	26	♂	9,4 ± 0,19	7,4 – 12,0
	10	♀	8,7 ± 0,31	7,6 – 11,0

Друге полягає в інтенсивній трансформації природних лісів і степу в агроценози, а також впровадження у культуру озимини на великих площах всієї Середньо-Руської рівнини. Останнє призвело до розселення звичайної (*Microtus arvalis*) і гуртової (*Microtus socialis*) нориць, а також зростання їх виживаності і чисельності [337]. Окрім збільшення загальної біомаси дрібних гризунів, які являються узимку основними харчовими об`єктами лисиці [142, 208], значно збагатився її кормовий раціон за рахунок розширення площ під посіви соняшника та кукурудзи, сади та виноградники. Суттєве значення для всіх хижих ссавців стали мати тваринницькі комплекси, на яких спостерігається доволі високий рівень смертності свійських тварин. Їх трупи, що недбало

утилізуються на скотомогильниках, у багатьох місцях є важливою частиною раціону лисиці та вовка в зимовий період.

Наслідком взаємовпливу зазначених факторів стала інтенсивна соматична акселерація і більш повна реалізація норми реакції, що призвело до згладжування міжпопуляційної дивергенції у хижих ссавців майже до її повної втрати за екстер`єрними ознаками на великій площі ареалу.

7.2. Деякі зміни екстер`єру у акліматизованих ссавців. У зв'язку з тим, що на території багатьох країн світу проводилися спроби акліматизації представників інших фаун, дуже цікаво прослідити їх популяційні і еволюційні наслідки. Враховуючи, що цілеспрямовано розселялися види, які мають певну господарську цінність, частіше всього в основу акліматизаційних заходів закладалася винятково утилітарна ідея, спрямована на “поліпшення фауни”, “поліпшення раси”, “збільшення продуктивності мисливських угідь” і т.п. Типовим виразником її був видатний еколог XX ст. Д. Н. Кашкаров. В одній зі своїх численних робіт [213] він висловив своє розуміння терміну “акліматизація” і навів її основні положення. Загалом воно співпадає з уявленнями інших фахівців [302, 451, 461], які вважають, що акліматизація являється формою фізіологічної адаптації, що дозволяє тварині змінити свою толерантність по відношенню до чинників середовища в межах відповідної норми реакції.

Загалом виявилось, що краще акліматизуються євритопні та здатні до синантропізації поліфаги з високим репродуктивним потенціалом. Доцільність інтродукції тварин для ліквідації інбридингу поки що довести не вдалося [127, 141].

Із зазначеної вище точки зору, ми спробували дослідити єнотоподібного собаку, з початку інтродукції якого в Україні минуло більше 60 років. Найбільш чисельні угруповання цього виду на півдні розташовані в пониззях

великих рік (Дніпро, Південний Буг, Дністер та Дунай), а також в очеретяних заростях Присивашся.

Для акліматизації в європейській частині колишнього СРСР використовувалися тварини підвидової форми “*ussuriensis*”, що живуть у суворих умовах Амуро-Уссурійського краю. Керуючись принципом, що єдність організму і навколишнього середовища реалізується через задоволення біологічних потреб, у нових умовах мешкання варто припускати появу у єнотоподібного собаки певних морфо-фізіологічних адаптацій. Ймовірність їхнього формування можна розглядати з погляду виникнення нових ознак у ході еволюційних змін, що забезпечують організму можливість тривалого існування в межах досить великого сучасного ареалу. Порівнявши наші матеріали (табл. 7.14) з такими, що були отримані у місцях аборигенного існування виду [475], звертає на себе увага істотне збільшення у ссавців причорноморської популяції такого важливого показника, як довжина тіла. Причому, і самці, і самки з місця інтродукції не лише достовірно перевершують представників вихідної форми за згаданою ознакою, але навіть не вкладаються в межі її мінливості. Причиною цього можна вважати велику швидкість росту і інтенсивність розвитку тварин протягом першого року життя. Дослідами на американській норці було переконливо доведено [370], що індивідуальне і групове зростання розмірів тіла у хижаків найбільш оптимально відбувається лише за умов висококалорійного і необмеженого харчування. При нестатку кормів під час інтенсивного росту і розвитку, тварини пізніше ніколи не досягають максимально можливих для них показників екстер'єру. Тому висока концентрація кормів у вигляді зернових рослин, фруктів, винограду, баштанних культур, комах, померлих свійських тварин, тощо є суттєвим фактором інтенсивного росту єнотоподібних собак. Кліматичні умови регіону виявилися дуже придатними для акліматизації виду і хижаки лише в окремі роки з суворою зимою (1971/1972; 1984/1985; 1986/1987 рр.) впадали в сплячку на

короткий термін (5-20 днів). Зважаючи на те, що в південній Україні тривалість вегетаційного періоду становить 190-216 днів при середньорічній температурі повітря +8,2-10,2°C, проти 157-164 днів і середньорічної температури +1,3°C на Зейско-Буреїнській рівнині, у місцях інтродукції значно зросла доступність кормів протягом року. Це також можна віднести до однієї з причин збільшення довжини тіла єнотоподібного собаки в Південній Україні. Проте зі збільшенням

Таблиця 7.14

Екстер'єрні особливості єнотоподібного собаки з природного і штучного ареалу

Виміри	Приамур`є (n = 53)		Причорномор`є (n = 57)		t
	Limit	M ± m	Limit	M ± m	
С а м ц і					
Маса тіла, кг	4,1-10,6	6,5±0,3	5,5-8,7	7,5±0,9	0,1
Довжина тіла, см	54,0-56,0	59,0±0,4	65,0-86,0	80,2±5,7	3,7
Довжина хвоста, см	16,0-24,0	20,1±0,3	16,0-23,0	19,5±3,8	0,2
Висота вуха, см	4,0- 6,0	5,0±0,2	4,0-6,1	5,5±0,2	1,8
Обхват у грудях, см	44,0-49,0	46,0±0,6	43,0-47,0	44,9±0,5	1,4
С а м к и					
Маса тіла, кг	4,1-8,5	5,4±0,2	5,6-9,0	6,8±0,9	1,5
Довжина тіла, см	50,0-64,0	57,4±0,4	67,1-85,8	77,1±6,2	3,2
Довжина хвоста, см	17,0-22,5	19,6±0,2	18,0-23,0	20,0±1,3	0,3
Висота вуха, см	4,5-5,5	4,8±0,2	4,6-5,7	5,0±0,5	0,4
Обхват у грудях, см	40,0-46,0	44,0±0,7	42,0-45,0	43,5±0,4	0,6

розмірів тіла, знижується питома теплопродукція, але ще швидше – питома теплопровідність [464]. Тому тваринам великого і середнього розміру в районах із тривалим періодом позитивних температур важко позбутися від надлишку метаболічного тепла, яке легше визволяється внаслідок зменшення густоти волосся і ранньої весняної линьки. Цей факт у акліматизованих хутрових звірів у теплих районах відзначено різними дослідниками [237, 370]. Адаптаційні зміни екстер'єру дали привід для виділення нових підвидів єнотоподібного

собаки з румунської частини дунайської дельти [495], з центральних районів Росії [390] і інших місць. Але на нашу думку, виявлені особливості цілком можна розглядати як ознаки міжпопуляційної дивергенції [114]. Таким чином, інтродукований єнотоподібний собака досить добре акліматизувався у південній Україні, і у нього, у порівнянні з вихідною формою “*ussuriensis*”, значно збільшилася довжина тіла. Це можна вважати проявом реакції генотипу на нові умови існування, що можна вважати за появу модифікаційної мінливості.

Натомість суттєві морфологічні зміни за порівняно короткий термін були встановлені у інтродукованої в гірські ліси Криму у 1940 р. звичайної білки підвиду “*altaicus*”. Про таксономічну самостійність штучно створеного угруповання відповідно до екстер’єрних і краніологічних особливостей мова велася давно [423]. Однак, кількість досліджених особин була незначною і тому зазначений висновок виглядав не дуже переконливо. Хоча до цього часу були проведені спеціальні дослідження волосяного покриву, які засвідчили про зменшення висоти направляючого і остьового волосся, посвітлення підсмушка і деяку розрідженість хутра. Але, в цілому, за якістю смушок кримських білок не поступався тваринам із Центральної Росії [284]. Спеціальні дослідження на великому порівняльному матеріалі з Криму й Алтаю [224] показали великі відміни між аборигенними і акліматизованими тваринами. При $p=0,05$ вони були відзначені за 33 ознаками, при $p=0,01$ – за 28, при $p=0,001$ – за 41 ознакою. Особливо суттєвими були зміни ширини слухових барабанів і висоти черепа в області верхньої діастеми, які в алтайській і кримській популяціях незначно перекриваються або не перекриваються взагалі. Більш ніж за 30 поколінь із дня інтродукції в Криму сформувався самостійний підвид білки, який автори запропонували назвати *Sciurus vulgaris pusanovi*.

Еволюційний сенс інтенсивного формоутворення на початковій фазі взаємодії інтродукованих тварин з новими умовами існування вбачають [443, 451] у життєво необхідній ліквідації протиріч між їх біологічними потребами і

середовищем існування. Це забезпечує становлення нових відносин у системі організм-середовище і пояснює подальше скорочення формотворчих процесів. Подальші зміни екології і морфології тварин можуть бути розцінені лише як особливий прояв глибокої перебудови всієї фізіологічної основи тварин, які знаходяться на перших ступенях акліматизації у своєрідному, біологічно нестійкому і дуже лабільному стані. На південних межах ареалів тварини мешкають в умовах культурного ландшафту з дуже спрощеними біотичними зв'язками штучних екосистем. Тут вони піддаються сильному впливу антропогенного фактору, що на даний час вже має еволюційні наслідки у вигляді вимирання та скорочення чисельності спеціалізованих видів, перемішування фаун, витіснення інтродукованими тваринами аборигенних форм, зменшення гостроти конкурентних взаємовідносин завдяки достатку кормів сільськогосподарського походження та інше. Це може уповільнювати дивергенцію, спеціалізацію форм і видоутворення взагалі, наслідком чого вже є скорочення біологічного різноманіття.

РОЗДІЛ 8

ОСОБЛИВОСТІ УПРАВЛІННЯ РЕСУРСАМИ ВЕЛИКИХ ССАВЦІВ ТА ОХОРОНИ ЇХ УГРУПОВАНЬ

Основною сутністю управління ресурсами тваринного світу є утримування чисельності на найвищому рівні, який відповідає ємності середовища та забезпечує можливість вилучення максимальної кількості особин. То ж, цілком закономірно, що його визначають, як систему науково обґрунтованих заходів, спрямованих на охорону, відтворення та раціональне використання ресурсів з метою отримання максимуму продукції за мінімального впливу на середовище і популяції [166, 171, 413]. По мірі підсилення антропогенного тиску на тваринний світ, управління стає необхідною умовою експлуатації і збереження його угруповань. Воно також передбачає підтримку оптимальних умов існування, за яких упродовж тривалого часу була б забезпечена стійкість і висока біологічна продуктивність відповідних популяцій.

На жаль, в Україні управління ресурсами диких тварин підмінюється простим щорічним збиранням урожаю та збереженням певної кількості поголів'я з надією на наступне відтворення вилученої частки.

8.1. Загальні підходи до управління угрупованнями великих ссавців.

Відомо, що єдиної теорії щодо управління популяціями не існує, але є декілька концепцій, що базуються на екологічних основах та на регіональному досвіді використання ресурсів тваринного світу [4, 171, 240, 277, 361]. Їх біологічною передумовою є здатність будь-якої популяції до відтворення та саморегуляції. У Західній Європі з 60-х років XX ст. значної популярності набула концепція Локарта, згідно якої, рівень відтворення в популяції визначає розмір втрат: чим вища народжуваність, тим більша смертність і менша тривалість життя [561]. Її іншим важливим положенням являється необхідність збереження біотопів як обов'язкової умови тривалого існування угруповань тварин. У Канаді, США та в деяких інших країнах поширена “концепція компенсації”, за якою, розмноження

направлене на відтворення втрат [478, 562], адже відомо, що будь-яка популяція здатна контролювати свою чисельність і відновлювати її відповідно до умов існування [278, 281, 315]. За процвітання вона завжди має “екологічний резерв продуктивності”, який визначає її здатність до компенсації смертності. Розміри останньої якраз і є мірилом для визначення величини потенційного вилову тварин, тому її ще називають концепцією “екологічного резерву” [450]. Близькою до зазначеної вище є концепція “постійного рівня”, яку використовують при поєднанні мисливства з іншими формами господарської діяльності [173]. З'ясувалось, що популяція, у відповідь на вилов особин у певних межах, може помітно збільшити розмір відтворення внаслідок прискорення статевого дозрівання, зростання частки самок, що приймають участь у репродукції, збільшення плодючості, скорочення рівня смертності тощо. При цьому надлишок молодих тварин становить екологічний резерв, який є основою для тривалого використання [171]. У свою чергу, здатність тварин до компенсаторних зусиль залежить не лише від розміру вилову, а й від структури популяції, яку воно визначає. Згідно нього, вилов скорочує природну смертність і заміщає втрати від тиску інших чинників, а також стимулює відтворення популяцій [426]. Тому зазначений принцип компенсації став головним в сучасному регулюванні тваринних ресурсів в Росії та Україні.

Здебільшого в управлінні ресурсами тваринного світу застосовують дві головні стратегії: підтримку тривалого максимально стійкого вилову і підтримку оптимальної стійкої чисельності. Перша зазвичай використовується при експлуатації угруповань мисливських видів, друга – для тих, яким загрожує зникнення [481]. Але їх реалізація неможлива без моніторингу за станом чисельності і соціальної структури популяцій, адже обидві стратегії передбачають проведення заходів, направлених на щорічне відтворення розміру угруповань тварин відповідно до ємності середовища. Таким чином, управління завжди передбачає підтримку оптимальної чисельності на постійному рівні, яку умовно приймають за пересічну величину популяції, і за якої темпи відтворення сягають високих та стабільних значень [413].

Звичайно, що великі ссавці, більшість з яких є об'єктами господарського використання, відчують на собі його безпосередній вплив. У той же час вони піддаються і опосередкованому впливу через середовище існування. Як відомо, акції спрямованого скорочення чисельності і спроби знищення деяких тварин, наприклад, хижаків, мали лише тимчасовий успіх. Напроти, руйнація основних біотопів тварин призводила до цілковитого зникнення останніх. Справа в тому, що зміна умов існування суттєво впливає на якісні показники середовища, до чого популяція не здатна пристосуватися скороченням щільності, як це відбувається при скороченні кількості доступних ресурсів. При зменшенні популяції із різних причин, збільшується кількість необхідних ресурсів на 1 особину, призводить до відновлення і зростання чисельності [226]. Звичайно це можливо при вилученні до певної межі, оскільки між інтенсивністю відтворення та щільністю населення у різних ссавців існує нелінійна залежність [512]. Зокрема, ратичні, популяції яких контролюються К-добором, легко витримують вилучення, рівень якого близький до розмірів відтворення. Серед них найбільш чутливими до надмірного вилучення являються угруповання благородного та плямистого оленів. Напроти, тварини з r-добором (ондатра, заєць-русак, бабак та інші) можуть експлуатуватися у більшій мірі і з меншим ризиком до скорочення чисельності. Але всі південні популяції ссавців піддаються одночасному тиску з обох сторін. З одного боку, вони перебувають в умовах постійного інтенсивного впливу сільськогосподарського виробництва, внаслідок чого на значних територіях регулярно руйнуються і відновлюються біотопи. В останні роки до цього додалося знищення населенням лісонасаджень, що значно погіршило умови існування, насамперед, ратичних. З другого боку, вони є об'єктами постійного вилучення бракон'єрами та мисливцями, що призвело до зменшення їх поголів'я та скоротило рівень відтворення.

За умови, коли в природі можна розрізнити декілька категорій тварин за віком та статтю, управління їх угрупованнями набуває значного сенсу і може стати особливо ефективним. У такому випадку інтенсивність вилучення планується для особин певного віку і статі окремо. Але у такому разі ми

формуємо і відповідну статеву-вікову структуру, яка вплине на процеси відтворення у майбутньому. Звичайно при цьому не можна передбачити рівень елімінації ссавців за рахунок природної смертності та браконьєрства. То ж оптимальна стратегія управління представляє собою компроміс між видобутком певної кількості тварин і необхідністю забезпечення відповідної вікової структури, яка б відновила на наступний рік вилучені ресурси ідентичні за якістю [226]. Очевидні протиріччя не гарантують стовідсоткового досягнення мети. Взагалі вибірковість за віком не являється ідеальною стратегією, оскільки між швидкостями зростання різних вікових груп існує взаємозалежність. Наприклад, сучасне вилучення молодих тварин скорочує майбутню чисельність дорослих чи старих. Таким чином, зміна його інтенсивності по відношенню до тварин певного віку впливає на розмір потенційного вилучення ссавців інших вікових груп. У той же час, зв'язок співвідношення тварин за статтю з чисельністю популяцій є більш гнучким, що використовується на практиці [92, 222, 223, 530]. Зокрема, у більшості угруповань кількість самців зазвичай більша, ніж потрібно для нормального запліднення самок, які здатні розмножуватись. Тому поступове скорочення кількості самців до певного рівня практично не впливає на процеси відтворення. Оскільки серед нащадків співвідношення статей є майже постійною величиною і близьке 1:1, для підтримки оптимальної структури запроваджують щорічне вилучення певної кількості особин чоловічої статі, особливо у ратичних [72, 496, 499, 539].

Враховуючи, що на межах ареалів в окраїнних популяціях та в острівних осередках тварин існує певна своєрідність динаміки чисельності і структури, існуючі концепції управління не можуть бути використані на практиці у повній мірі. Але вони показують нам ідеальні шляхи регулювання і максимально можливі результати, які можна отримати в процесі експлуатації угруповань тих чи інших видів.

З набуттям людством більш глибоких знань про природу, у XX ст. було теоретично обґрунтовано та впроваджено екологічний підхід при використанні

ресурсів тваринного світу [281, 315, 398], а також сформульовано його головні умови [450, 480]:

1. Одиницею управління є популяція.
2. Для ефективного управління нею необхідно знати основні демографічні параметри, що визначають динаміку чисельності.
3. Вибір стратегії управління популяцією визначається з врахуванням її всіх біологічних можливостей, і, зокрема, здатності до відтворення.
4. Управління передбачає розробку методів впливу на демографічну, генетичну та екологічну структуру популяції.

Але при спробі виконання зазначених умов виникає ефект, який отримав дуже вдалу назву “парадокси теорії і практики” [166]. Найскладнішою і майже нереальною для впровадження виявилась експлуатація ресурсів тварин у межах певних популяцій. По-перше, у більшості випадків існує відома складність у визначенні популяційних меж. По-друге, зазначена неможливість ефективного управління обумовлена існуючим адміністративним устроєм, що перешкоджає раціональному використанню багатьох природних ресурсів.

Відомі представники російського мисливствознавства [171, 426, 477], яке має значний вплив на формування відповідної ідеології в Україні, всі дії з менеджменту ресурсами диких тварин пропонують розподілити таким чином:

а) заходи на видовому рівні – кількісне та якісне регулювання із збереженням оптимального статеві-вікового та генетичного складу, які також мусять передбачати територіальне регулювання екологічного резерву;

б) заходи на біогеоценотичному рівні – переривання природного руху процесів у біогеоценозах (БГЦ), використання антропогенних сукцесій, збереження стійких насичених та створення нових БГЦ з метою їх різнобічного комплексного використання;

в) заходи на ландшафтно-біосферному рівні – класифікація та районування земельних угідь, встановлення оптимального співвідношення різних функціональних зон та природоохоронних територій, збереження та поліпшення мозаїчності угідь.

Безумовно зазначені пропозиції цікаві і базуються на відповідних дослідженнях, але вони надто складні для впровадження у практику і подальшого використання через низьку освіченість керівників мисливських господарств і інших причин. Серед останніх суттєвою є економічна та правова залежність мисливства від владних та бізнесових структур. Тому, на наш погляд, більш доцільно і реально здійснювати управління не популяціями ссавців, а їх окремими угрупованнями (особливо це стосується ратичних). Екологічною основою зазначеного підходу слід вважати: а) мозаїчне розташування і значну розпорошеність у просторах південної України осередків крупних ссавців, здатних до саморегуляції; б) такими ж являються угруповання деяких стенотопних видів (ондатра, бобер, байбак т.і.), які, по суті, давно стали ізолятами; в) популяції убіквістів (заєць-русак, лисиця) охоплюють значні території, у різних частинах яких під впливом локальних чинників відбуваються несинхронні коливання їхньої чисельності, що потребує неоднакового реагування.

Загалом управління угрупованнями диких ссавців передбачає одночасне запровадження спеціальної системи заходів, серед яких можна виділити: законодавчі, юридично-правові, організаційні та практичні. Насамперед це:

- розробка та впровадження заходів по збереженню середовища та відтворенню зруйнованих БГЦ;
- організація вилучення тварин за просторовим, якісним і кількісним принципами;
- розробка та впровадження заходів по відтворенню вилучених ресурсів і відновленню угруповань рідкісних видів.

Але слід зауважити, що в Україні можливості мисливських організацій, які є найбільш зацікавленою стороною щодо поліпшення якості середовища великих ссавців, мають значні законодавчі обмеження [199, 200, 203]. Сільсько-господарські ж підприємства та фермери опікуються проблемами підвищення ефективності землеробства та тваринництва, що забезпечено підтримкою держави. Таким чином, середовище існування диких тварин у районах інтенсив-

ного сільськогосподарського виробництва, а це, у даному випадку, майже вся територія степової зони, не має юридично-правового захисту. Наслідком зазначеного протиріччя є значний негативний вплив антропогенного фактору на угруповання тварин, що визначає їх високу смертність і низьку чисельність. Поліпшити ситуацію можна двома шляхами: 1) збільшенням частки державної власності за рахунок створення державних мисливських господарств, заповідних територій та збільшення площі існуючих; 2) наданням землевласникам пріоритетного права на полювання, що зробить доцільним запровадження ефективних систем управління ресурсами диких тварин, направлених на отримання прибутку і підтримку їх відповідної чисельності, що має місце багатьох країнах Євросоюзу [173]. В Україні ж, за сучасної економічної і політичної ситуації та недосконалого законодавства, із посиленням приватизаційних процесів у аграрному секторі слід очікувати виникнення серйозних проблем, пов'язаних з природокористуванням взагалі.

8.1.1. Управління ресурсами великих ссавців наприкінці XX ст. та його оптимізація у XXI ст. Використання людиною ресурсів диких тварин має тривалу історію, упродовж якої сформувалося три його основних різновиди: мисливство, розведення у неволі для отримання продукції та естетичне споглядання. У нашій країні найбільш популярним є мисливство, яке завжди розцінювали не як прибуткову галузь, а як форму рекреаційної діяльності населення. Тому найбільша увага приділялась управлінню процесами вилучення та сприяння природному відтворенню тварин. З огляду на нерівномірність розподілу ссавців, різноякісність та обмежену ємність їх середовища в південних районах, а також перебування в них рідкісних видів, важливе значення має просторове регулювання. Його основною метою, з одного боку, являється організація вилучення тварин у межах, визначених законодавством [199, 200, 301], а з іншого, – встановлення охоронного режиму в окремих місцях для більш успішного відтворення і розселення. Останнє дуже залежить від величини і розташування відтворювальних ділянок, загальна площа яких повинна

становити від 20% території мисливського господарства [301], але, оскільки законодавчо не була визначена нижня межа розміру однієї ділянки, збільшуючи кількість, їм часто надають малу площу. В результаті подрібнення і некомпактного розташування, функціонування таких територій виявилось неефективним. У зв'язку з тим, що для нормального відтворення ссавців необхідно підтримувати певний мінімальний розмір їх угруповань та структуру, більш доцільно при плануванні заходів, направлених на прискорення процесів відтворення ресурсів, враховувати особливості біології тварин. Наприклад, відомо, що мінімальний розмір угруповань оленячих складає 10-12 особин, площа індивідуальної ділянки у яких коливається від 20-30 (козуля) [517, 628] до 100-140 га (благородний олень) [565, 521, 530]. Таким чином мінімальна площа окремої відтворювальної ділянки за умови сумісного проживання цих видів на одній території повинна становити 1,0-1,7 тис. га. Для тривалого існування угруповання кабана потрібна лісова або заболочена територія біля 1000 га [438, 491, 630]. За скорочення площі відтворювальних ділянок для цих видів ефективне відтворення їх ресурсів неможливо. У зв'язку з тим, що ратичні є найбільш цінними об'єктами полювання і розмір їхніх індивідуальних ділянок переважає такі у інших видів, цілком логічно встановити мінімальний розмір окремої відтворювальної ділянки близько 1 тис. га, а максимальний не обмежувати взагалі.

У першій половині XX ст. для більш ефективного відтворення угруповань деяких ссавців були виділені спеціальні ділянки із статусом заказників, де полювання було заборонене або проводилось лише для скорочення чисельності хижаків [7, 229, 285]. Вони відіграли визначну роль у збереженні та відтворенні ресурсів бобра, козулі, кабана, лося [72, 240, 380, 476] та інших видів. Пізніше зазначені утворення було ліквідовано, але їх функції було перекладено на інші природоохоронні території, зокрема, на ландшафтні, зоологічні заказники тощо [199]. Вони й зараз мають суттєве значення для відновлення ресурсів диких тварин. Наші дослідження в державному ландшафтному заказнику "Старо-Бердянський ліс" (Запорізька обл.) показали, що охоронний режим створює

суттєвий локальний вплив на чисельність зайця-русака упродовж тривалого часу (табл. 8.1). Після відкриття полювання на зазначений вид, чисельність тварин у

Таблиця 8.1

Динаміка чисельності і щільності населення русака в державному ландшафтному заказнику “Старо-Бердянський ліс”

Ситуація за межами заказника*	Контрольована площа, га		Облікована кількість зайців		Щільність, Ос. / 100 га	
	всього	1 кварталу	всього	У 1 кварталі	$M \pm m$	Limit
Полювання немає	1257	$13,7 \pm 0,56$	98	$1,1 \pm 0,14$	$9,1 \pm 1,40$	0 - 66,7
Полювання є	523	$13,1 \pm 0,66$	66	$1,7 \pm 0,36$	$16,3 \pm 5,40$	0 – 200,2

*Полювання на зайця проводилося щорічно, у повному обсязі.

заказнику різко зростає. Якщо в листопаді перед початком мисливського сезону щільність населення русака тут сягала близько 9 ос./100 га, то в грудні, в розпал полювання, вона зростає майже вдвоє. Причому в роки високої чисельності (1981/83) щільність сягала дуже великих значень і перевищувала 200 ос./100 га, що для будь-якої країни світу є дуже високим показником. Звичайно, русак, як типовий мешканець відкритих ландшафтів, не рівномірно насичує лісові угіддя.

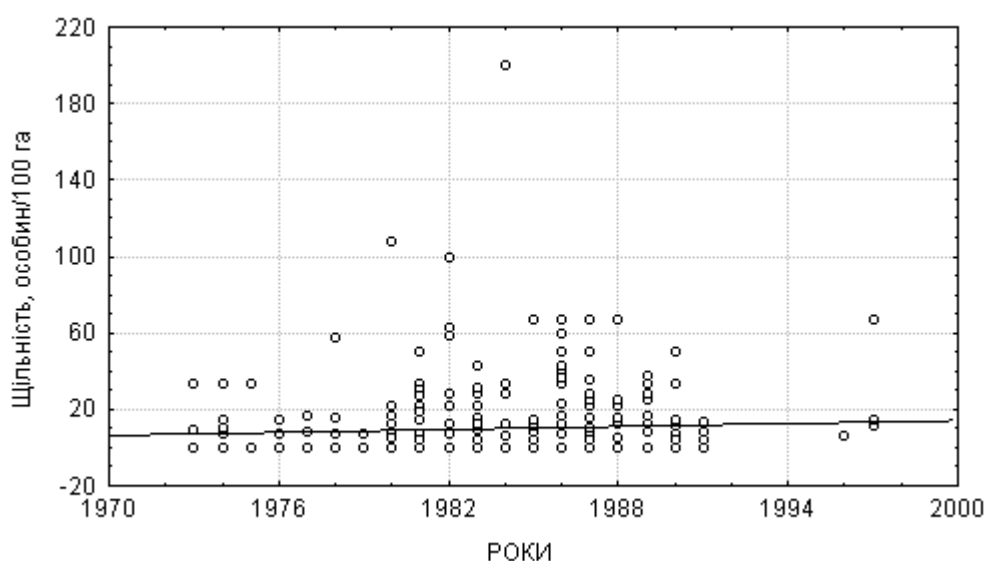
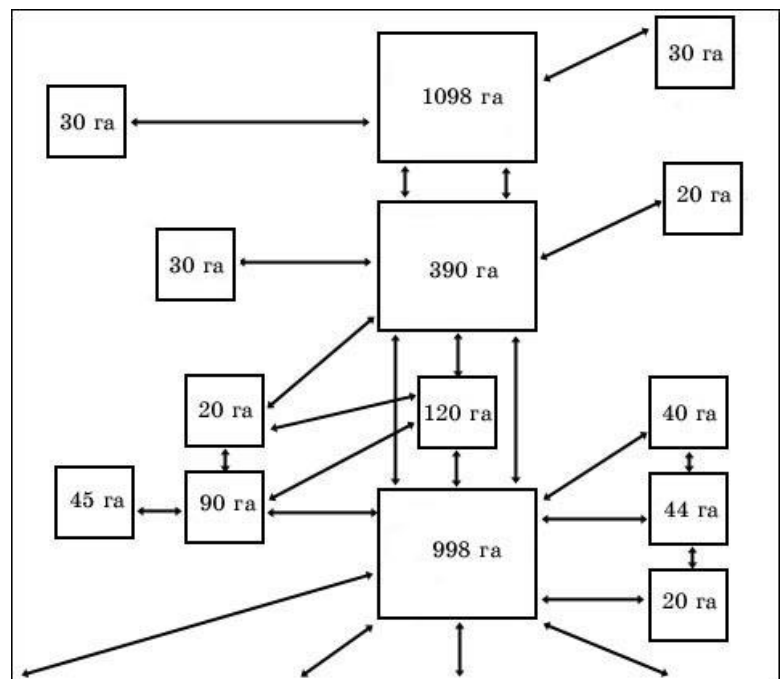


Рис. 8.1. Динаміка щільності населення зайця - русака на території державного заказнику “Старо-Бердянський ліс” за відсутності полювання.

Здебільшого він оселяється у зовнішніх лісових кварталах, звідки вночі виходить харчуватись до найближчих ланів. Цікаво, що незважаючи на значні коливання чисельності і щільності русака за межами заказника, на його території пересічна щільність населення виду виявляє дивну стабільність (рис. 8.1) і має незначну тенденцію до зростання ($y = -505.98 + 0.26x$). То ж встановлення охоронного режиму на досліджуваній території має виключно важливе значення для відтворення та стабілізації чисельності зайців у прилягаючих угіддях.

Незважаючи на різноманітність підходів, при господарському використанні ссавців можливі лише два шляхи: або певні групи тварин вилучають повністю, залишаючи інші недоторканими, або в кожному угрупованні добувають певну кількість особин. У тих випадках, коли популяція помітно розподілене на соціальні угруповання, найбільш інтенсивно експлуатують її найдрібніші осередки. На рис. 8.2 показана схема просторової структури угруповання кабана, яке займає територію близько 800 км². Дослідним шляхом було встановлено, що в період піку чисельності воно нараховувало 180-200 особин, які займали майже всі придатні біотопи площею від 20 до 1100 га кожний. Ними являються штучні лісові урочища та зарості очерету у заплавах степових річок, у балках і у вершинах

Рис. 8.2. Просторовий розподіл основних біотопів кабана в північно-західному Приазов'ї.



ставків. Під час вегетації кабани тимчасово також

оселялись на плантаціях кукурудзи та сорго. Найкрупніші групи із 40-60 особин мешкали в найбільших лісових масивах, менші із 1-12 тварин, що були представлені мігруючими підсвинками, окремими свинями з поросятами та

сікачами, займали інші угіддя. Між ними існував тісний взаємний зв'язок, який полягав у періодичному відселенні субдомінантних особин за межі основних осередків та поверненню певної кількості вирослих кабанів назад. На жаль, з початку експлуатації угруповання мисливський тиск було, насамперед, спрямовано на крупні осередки кабана, які характеризувалися найбільшим рівнем відтворення [118, 120]. Це призвело до порушення механізмів підтримки просторової структури, а, оскільки, під час полювання переважно вилучали дорослих особин, – і до скорочення чисельності. За наведеної структури, коли території, що належать окремим групам перекриваються, доцільно організувати їх цілковите вилучення в периферійних ділянках (20-90 га). При цьому зменшується негативний вплив полювання як психологічного чинника, що скорочує інтенсивність виселення тварин і, як наслідок, – рівень смертності від різних причин. У такому разі, вилучені ресурси кабана і просторова структура угруповання швидко поновлюються мігрантами, що має важливе біологічне і економічне значення.

Просторове управління також застосовують при експлуатації поголів'я зайця-русака. Неможливість керованого селективного впливу на його угруповання за віком і статтю, привела у багатьох країнах до створення спеціальної двопільної системи. Вона полягає у проведенні полювання на ділянках, які охоплюють 50% площі [489], між якими розташовані відтворювальні території, які експлуатують у наступному році або через рік [497]. Таким чином, відновлення вилученого поголів'я відбувається дуже швидко, так як молоді тварини відселяються у спустошені угіддя з низькою внутрішньовидовою конкуренцією. Завдяки цьому відбувається скорочення рівня їх смертності, прискорення темпів росту та розвитку і краща реалізація відтворювальної здатності.

Традиційною формою управління угрупованнями макромамалій в Україні було їх вилучення за кількісним принципом. В її основі лежить примітивна ідея використання ресурсів у розмірі, близького до величини щорічного відтворювання [171, 450]. Підтримуючи за допомогою такого управління чисельність тварин у межах ємності угідь сподівались домогтися найвищої

біологічної продуктивності угруповань, ослабити конкуренцію та отримати високий кількісний приріст. Тому ще у 70-х роках XX ст. в Україні були затверджені нормативи вилучення, які для лося і козулі становили – 5%, для кабана – 45%, для зайця – 25% від їх осінньої чисельності [249]. Наразі невідомі причини встановлення таких низьких показників, але, як показали наступні події, у поєднанні з іншими заходами це сприяло суттєвому зростанню чисельності багатьох ратичних та їх розселенню. Але, зрештою, недостатнє вилучення лося, кабана та козулі, зволікання з початком експлуатації ресурсів річкового бобра призвели до створення ними надмірно високої щільності. Наслідком цього стало знищення тваринами кормової бази, нанесення значних економічних збитків лісовому та сільському господарству і зростання загального рівня смертності.

Недооцінка фінансових важелів при використанні ресурсів макромамалій в СРСР сприяли розробці збиткових схем управління, які у майбутньому призвели до багатьох негативних наслідків. Впроваджена в СРСР «Інструкція про порядок добування диких тварин за ліцензіями» (1984 р.) обмежувала вилучення молодняку всіх ратичних, а, завдяки встановленню платні за їх вагу, стимулювала відстріл плідників. Таким чином, полювання являло собою не раціональний менеджмент, а було спрямоване на вилучення найкрупніших особин, які становлять репродуктивне ядро будь-якої популяції. Промисловий відстріл ратичних, впроваджений на початку 90-х років для виконання планів “Продовольчої програми СРСР”, взагалі забороняв вилучення молодняку, який ще “повинен вирости”. У стислий термін це призвело до здрібнення тварин, омоложення структури та скорочення темпів відтворення. Результати вилучення крупних ссавців в Запорізькій області у 1983 р. показують його вибірковість за віком, що витікає із високих показників ваги м'ясної туші (табл. 8.2), яка складає у козулі біля 60% [165], а у кабана – 45-70% [166] від живої маси. Розподіл здобичі за цим показником у козулі (рис. 8.3) свідчить про те, що 67.1% добутих тварин були дорослими. У Дніпропетровській області у 1981 р. дорослі козулі становили 78% видобутку з домінуванням серед них самок, частка яких становила понад 75%. На 1983 р. це привело до зміни співвідношення

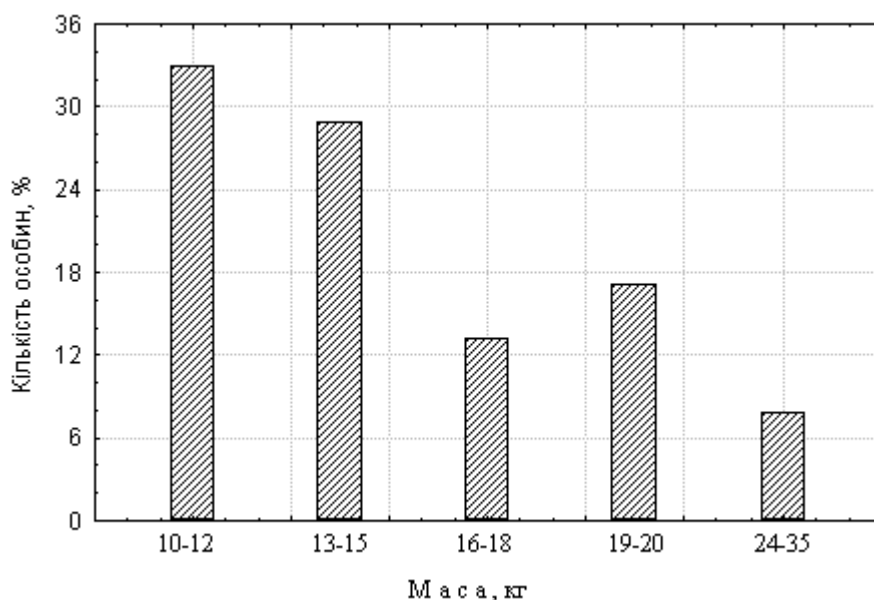
Таблиця 8.2

Вага туші ратичних за результатами відстрілу у Запорізькій області (кг)

Стать	п	К о з у л я		
		$M \pm m$	Limit	σ
Самці	43	$16,4 \pm 0,92$	10 – 35	6,06
Самки	33	$15,0 \pm 0,70$	10 – 25	4,03
Разом:	76	$15,8 \pm 0,62$	10 – 35	5,43
К а б а н				
Самці	56	$55,9 \pm 3,82$	18 – 140	28,56
Самки	67	$67,8 \pm 5,07$	19 – 200	41,46
Разом:	123	$62,4 \pm 3,29$	18 – 20	36,50

самців і самок 1,3:1 на користь перших при загальному вилученні близько 58% плідників [155]. Кількісне управління створило значний тиск на популяції всіх ратичних тварин та особливо помітні наслідки в південних районах України воно мало для кабана (табл. 8.2). Враховуючи, що середня маса туші (без голови, шкіри, нутроців і частини ніг) упродовж мисливського сезону має такі значення: поросята – 20-25 кг, підсвинки – 40-45, дорослі – 55-85, а особливо крупні самці – 130-150 кг [166], в районі наших досліджень у 1983 р. (як приклад) серед

Рис. 8.3. Розподіл туш козуль (n = 76) за їх масою у Запорізькій області (1981 р.).



вилучених самок дорослі становили 73.2%, а серед самців – 71,6%. Причому 12,5% свиней були дуже крупними – їх жива маса сягала 143-224 кг, а із сікачів 9% важили 143-298 кг (рис. В.1). У результаті хибного управління, на Дніпропетровщині у 1981 р. склалося аномальне співвідношення дорослих

тварин за статтю 1,4:1 на користь самців. Наступне вилучення, де частка сікачів серед всіх добутих тварин склала 60%, виявилось недостатньо ефективним для виправлення деформованої статеві структури. У наступні роки частка дорослих кабанів серед здобичі складала 60-68%, а збільшення у ній кількості поросят (до 26%) пояснювалась відсутністю крупних особин. У 1983 р. диспропорція статеві структури поглибилась і становила 1,8:1 на користь самців [155].

Зазначене полювання на півдні і в інших місцях України призвело до надмірного вилучення кабанів та козуль, невластивій диспропорції у співвідношенні вікових та статевих груп, наслідком чого стало зменшення темпів відтворювання їх ресурсів, а упродовж 1983-1985 рр. – скорочення чисельності взагалі. Воно також сприяло зникненню більшості дрібних осередків ратичних ссавців та майже цілковитому знищенню степового угруповання лося [119, 190].

Кількісне нормування взагалі вважається надійним механізмом для управління ресурсами зайця [171, 226, 413], але, за певних умов, воно може призвести до непередбачуваних результатів. У 80-х роках ХХ ст. угруповання русака знаходилися у стані глибокої депресії, про що свідчить низька пересічна щільність населення виду у степовій зоні (біля 19 ос./1 тис. га.). При цьому була порушена статеві і вікова структура – майже скрізь переважали тварини молодого віку [3]. Внаслідок поглибленого вивчення причин цього явища, з метою збільшення чисельності русака було запропоновано комплекс заходів [4, 21, 55, 132, 249]. Вони передбачали: скорочення рівня смертності тварин під час сільськогосподарських робіт завдяки впровадженню спеціальних технологій і прийомів, заборону полювання в деяких областях, розведення зайців у неволі, вилов тварин у місцях з високою щільністю та їх випуск в бідніші угіддя тощо. Треба відмітити послідовність і наполегливість українських функціонерів у досягненні поставленої мети, що сприяло зростанню чисельності виду у межах всієї країни. Натомість деякі з проведених акцій, яким надавали важливого значення у відтворенні ресурсів зайця, очікуваного результату не принесли. До таких, насамперед, слід віднести переселення тварин у межах ареалу, які мали за мету збагачення генотипу для збільшення інтенсивності відтворювання в

локальних угрупованнях виду. Хоча у нас спеціального вивчення наслідків зазначеного ніхто не проводив, загалом вони відомі. У 1957/59 рр. в Польщі в угіддя із щільністю русака 100 ос./1 тис. га було випущено 500, а в 1972/74 рр. при щільності 57 ос./1 тис. га – 600 тварин. Через 1-2 роки в цих місцях констатували скорочення показників до минулого рівня при загальній ефективності інтродукції на рівні 11,2-16%. Внаслідок неї не було досягнуто очікуваного збільшення чисельності, а подібні дії були оцінені як безперспективні і збиткові [594]. Тому, не припиняючи інших заходів, направлених на зростання чисельності русака в Україні, суттєве значення мало поліпшення кількісного управління його ресурсами. Враховуючи, що саме полювання є найвизначнішим фактором смертності для цього виду [3, 4, 92, 335, 409], оптимізація вилучення стала головною метою при розробці менеджменту його ресурсів. Між тим, існують об'єктивні і суб'єктивні труднощі у визначенні норм вилучення та практичній реалізації наукових рекомендацій. Відомо, що упродовж року і більш тривалого часу чисельність зайців коливається у таких широких межах, що передбачити її зміни дуже важко. Після запровадження в Україні у 1997 р. системи затвердження лімітів на вилучення мисливських тварин за результатами зимового обліку чисельності, воно стало плануватись на основі пересічних показників приросту. Звичайно це суперечить здоровому глузду, оскільки майже скрізь у світі за основу поточного планування взято реальний приріст чисельності. Останній визначають щорічно, як різницю між кількістю тварин, облікованих безпосередньо перед полюванням та після нього. Це робиться тому, що у русака лише продуктивність самок, не кажучи про інші характеристики, суттєво відрізняється за роками: у степовій Україні – в 4,3 [132], у Польщі – в 3,7 [595], у Німеччині – в 3,4 [578] рази. Таким чином, нововведене встановлення розмірів вилучення зовсім не враховує кліматичних умов зими та ранньої весни, вплив яких на динаміку чисельності зайця-русака взагалі є визначальним [94, 239, 291]. Наслідком цього, поки що було надмірне вилучення тварин, що сприяло значному скороченню їх чисельності у період 1999-2003 рр. (рис. Б. 8).

Зараз у межах всієї України, за мінімально допустимої щільності, дозволяється вилучати 15% поголів'я русака [301]. Близьке до цього показник (10-12%) застосовували у роки низької чисельності (1972/76) на півночі ареалу в Естонії. Після її зростання, вилучення було збільшено до 24-35% [216]. Якщо врахувати, що Нідерландах вилучається 33% [501], у Швеції – понад 41% [526], у Німеччині – близько 50% поголів'я русака [609] від осінньої чисельності, то українську норму можна вважати замалою. Але, якщо звернути увагу на те, що мінімальна щільність зайців при якій дозволяється полювання в Європі становить 200-396 ос./1 тис. га [487, 501, 586, 592], а в Україні – 20 ос./1 тис. га [301], то стає зрозумілим хибність сучасного управління ресурсами русака за кількісним принципом. Але найголовнішим являється те, що, попри встановлені норми, розмір вилучення зайців в Україні значно перевищує і їх, і величину відтворювання. Незважаючи на те, що фахівці, з метою обмеження негативного впливу полювання на поголів'я русака, у степовій зоні радили вилучати не більше 50% від його осінньої чисельності [94, 409], тут щорічно вилучається 70-81%. Для прикладу, у Франції вважається за оптимальне вилучення 40-46% зайців від осінньої чисельності при щільності 522-709 ос./1 тис. га [586], а у Польщі – 25% при щільності в кращих стаціях 500, а в інших – 200-300 ос./1 тис. га [592]. При цьому 50% території відведено під відтворювальні ділянки [594]. Значне перевищення норм вилучення в степовій зоні України пов'язане з тим, що для багатьох мисливських господарств доходи від реалізації відстрільних карток на вилучення зайця-русака становлять 20-42% всіх фінансових надходжень. А, оскільки ліміти на вилучення визначають як певний відсоток від чисельності, найпростішим прийомом являється фальсифікація даних щодо розміру останньої. У певні роки з відносно низьким рівнем природної смертності на тлі високої відтворювальної здатності русака, яка суттєво перевищує нормативні дані, таке явище цілком безпечне. Але у роки з тривалими засухами, суворими зимами, які дуже скорочують річний приріст, зазначене призводить до суттєвого зменшення ресурсів та пересічної щільності, поглиблює депресію чисельності та сприяє появі територій, взагалі ненаселених цим євритопним видом.

Наші дослідження показали, що полювання на зайців часто проводиться в угіддях з дуже низькою щільністю. Внаслідок цього відбувається винищення ресурсів на значних площах, що стримує процес відтворення (табл. 8.3). За пересічного розміру однієї мисливської ділянки у 98 га, майже на 7 % їх (4,2 тис. га) не було виявлено жодного зайця, на 20,9% (12,5 тис. га) щільність складала 10,2-20,4 особин, а на 23,9% (14,2 тис. га) – 30,6-40,8. У цілому на 51,5% території (30,9 тис. га) мешкало всього 698 зайців, пересічна щільність населення яких складала 22,6 ос./1 тис. га. В процесі полювання 573 (82,1%) із них було вилучено, внаслідок чого на зазначеній площі напередодні періоду парування залишилось близько 125-130 тварин (4,1-4,2 ос./1 тис. га). За незначної індивідуальної ділянки у цього виду, яка має розмір 295-360 га [593] з радіусом

Таблиця 8.3

Вплив полювання на просторову структуру південної маргінальної популяції зайця-русака

К і л ь к і с ь т ь					
виявлених зайців	мисливських ділянок	%	добутих зайців	мисливських ділянок	%
0	41	6,74	0	151	24,84
1-2	127	20,89	1-2	266	43,74
3-4	145	23,85	3-4	108	17,77
5-6	128	21,05	5-6	45	7,40
7-8	73	12,00	7-8	20	3,29
9-10	31	5,10	9-10	6	0,99
11-15	39	6,42	11-15	7	1,15
16-20	17	2,80	16-20	5	0,82
21-36	7	1,15	-	-	-
Разом:	608	100,00	-	608	100,00

у 1,5 км [409], навіть за виключно сприятливої кліматичної ситуації при максимальному прирості чисельності у 78,5% [132] або, за нашими даними, 66.9%, відтворення вилучених ресурсів упродовж одного року неможливо.

То ж, враховуючи полігамний тип статевих стосунків у русака, суттєвий вплив полювання на його просторову структуру, локальний негативний вплив

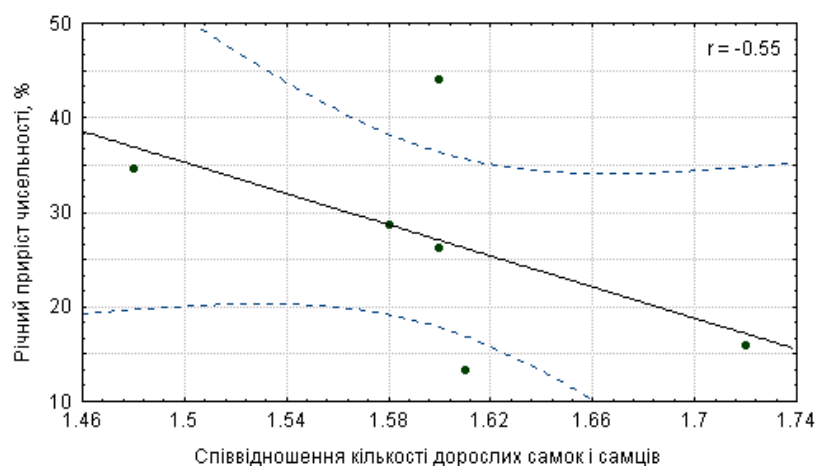
інших природних і антропогенних чинників, слід законодавчо впровадити просторове полювання. Для цього бажано передбачити планове почергове використання експлуатаційних ділянок площею не менше 1 тис. га (теоретично оптимальна територія мешкання 30-60 особин) з інтервалом у 1-3 роки.

Враховуючи негативні наслідки управління ресурсами макромамалій за кількісним принципом, у багатьох країнах світу запроваджене кількісно-якісне регулювання. Незважаючи на біологічну доцільність, в Україні воно поки що не знайшло широкого застосування, хоча в 2002 р. у нас були офіційно затверджені норми добування диких ссавців з врахуванням статеві-вікової структури популяцій [301]. Врахувавши світовий досвід, автори нормування звернули увагу на доцільність вилучення тварин за статтю у співвідношенні 1:2 на користь самок. В угрупованнях кабана вони рекомендували вилучати біля 70% поросят, 10% тварин середнього віку і 10% старих тварин, а в угрупованнях оленячих, відповідно, – 50% телят, 10% особин середнього віку і 10% старих. В усіх країнах з розвинутим мисливським господарством вік всіх ратичних обмежений терміном їх найвищої біологічної і економічної продуктивності [171, 173, 635]. Наприклад, в ФРН, з метою більш раціонального використання ресурсів кабана, було встановлено т. з. “цільовий вік”, який не повинен перевищувати 4-6 років [539]. У Франції для управління популяціями кабана використовують триярусна модель, у якій врахована взаємодія демографічних параметрів, показників середовища та кліматичних особливостей [617]. В Німеччині в деякі роки вважали за оптимальне вилучення 75% поросят, 25% підсвинків і лише 10% дорослих [496], в інші – частку підсвинків скорочували до 15%) [577]. На відміну від цього, управління угрупованнями дикого кабана в Росії не передбачало суттєвої динаміки – щорічно рекомендувалось вилучати до 60% поросят, 25-30% підсвинків та 10-15% дорослих [205].

Враховуючи низьку чисельність всіх ратичних в Україні, управління їх угрупованнями мусить бути спрямоване, насамперед, на відновлення ресурсів. Воно також повинно передбачати вилучення певної кількості особин з метою отримання доходів. За трофейної спрямованості світового мисливського

господарства, сучасний підхід до експлуатації угруповань оленьчих і кабана полягає в поєднанні максимального збільшення чисельності, поліпшення якості поголів'я та збереженні необхідної кількості самців [171, 172]. Тому у країнах з розвинутим мисливським туризмом в популяціях ратичних нормальним співвідношенням тварин за статтю вважається 1:1 [199]. Відомо, що велика кількість самок призводить не до поліпшення трофеїв, а сприяє збільшенню чисельності тварин [627]. Збільшення їх відсотку проти норми рекомендується лише там, де необхідно терміново збільшити поголів'я тварин (після стихійного лиха, при створенні нових осередків існування виду тощо). Але, за результатами наших досліджень, заміна полігамних статевих стосунків на моногамні не підтримується статевим добром і веде до відповідних втрат. Таким чином доводиться балансувати між оптимізацією чисельності через підтримку віково-статевої структури і отриманням доходів за рахунок вилучення певної кількості тварин, у тому числі, трофейних самців. Рівень, до якого можна знизити кількість самців, не впливаючи на відтворення та чисельність, визначають два чинники. Перший це щільність, адже відомо, що кількість контактів між самцями і самками пропорційна квадратному кореню із щільності угруповання [553], і що нижче певного рівня участь самок у розмноженні скорочується [2263]. Другим чинником, що впливає на відтворення є співвідношення кількості самців і самок. Дослідження, виконані нами в угрупованні благородного оленя на Обитічній косі показують, його оптимальна величина становить 1,6 на користь самок (рис. 8.4).

Рис. 8.4. Залежність приросту чисельності оленя від статевої структури угруповання.



Причому між цим показником і чисельністю ($P=0,01$) спостерігається зворотня залежність ($r=-0.55$), яка свідчить, що співвідношення дорослих самок і самців суттєво впливає на успішність репродукції. Хоча воно може коливатись у межах 1,48-1,83 і навіть більше, але не повинно перевищувати 2 [469, 541], після чого відбудеться неминуче скорочення темпів відтворення. У Кримському заповіднику зростання зазначеного показника від 1,2 до 2,2 призвело до зменшення частки телят з 19,7 до 14,0% [405].

На відміну від самців оленя, вилучення певної кількості яких є бажаним і прибутковим заходом, що не впливає на успіх репродукції, вилучення дорослих самок оленя негайно призводить до скорочення швидкості відтворення. Це пов'язано з існуванням дуже тісної кореляції між кількістю оленців і чисельністю. Особливо великих значень вона сягає в угрупованнях, які певний час не відчували на собі негативного тиску полювання і мають близьку до оптимальної статеву-вікову структуру (рис. 8.5). Цю залежність іноді

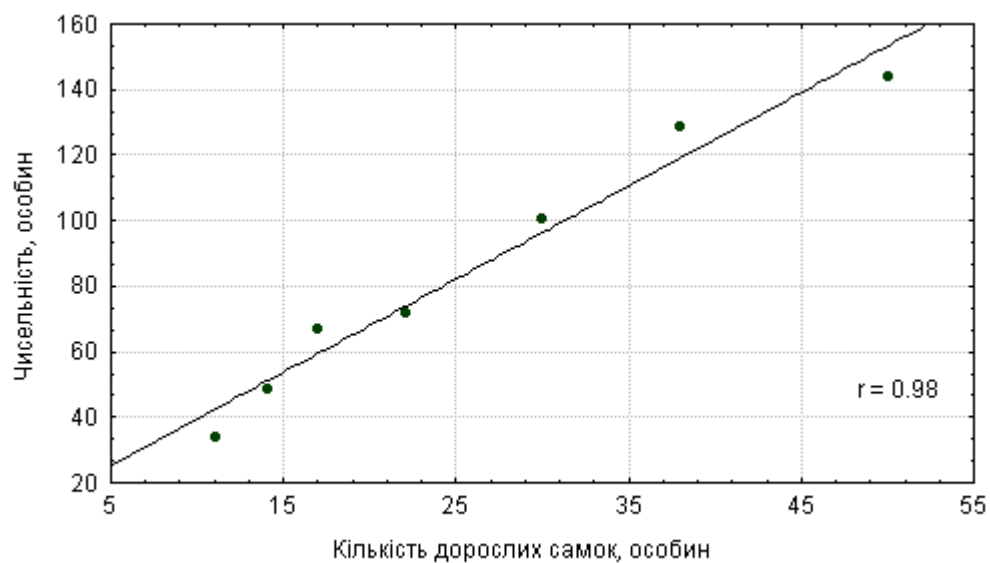


Рис. 8.5. Залежність динаміки чисельності від кількості дорослих самок в угрупованні благородного оленя за відсутності полювання.

використовували у державному заказнику “Коса Обитічна” для скорочення чисельності оленів і приведення щільності у відповідність з ємністю середовища.

На відміну від Росії, де планування та нормування розміру вилучення тварин традиційно проводиться від досягнутого рівня [165, 166, 171], нещодавно в Україні було запроваджено більш прогресивний підхід – від оптимальної чисельності. За нашого втручання у формування законодавчих рішень, розмір вилучення став визначатися як надлишок над чисельністю за оптимальної щільності [301]. Але найбільш складним питанням виявилось встановлення розміру останнього показника. Для практичного вжитку Головним управлінням мисливського господарства Держкомлісу України було затверджено мінімально допустиму щільність, при якій можна проводити полювання, розмір річного приросту чисельності, рівень смертності та норму вилову диких ссавців (табл. В.1). Зазначені показники є дуже заниженими і мало відповідають дійсності, що перешкоджає прозорому використанню ресурсів і сприяє розвитку нелегального полювання та приховуванню доходів від нього. За даними наших досліджень (табл. 8.4), південні популяції мають дещо інші характеристики,

Таблиця 8.4

Розміри річного приросту та вилучення в угрупованнях диких ссавців на півдні степової зони України (за нашими даними)

Види тварин	Мінімальна щільність, особин/1 тис. га	Максимальна щільність, особин/1 тис. га	Оптимальна щільність, особин/1 тис. га	Участь самок у розмноженні, %	Плодючість, особин на 1 самку	Приріст за рік за кількістю молодняку, %	Розмір вилучення від осінньої чисельності, %
Олень*	14	110	80-100	82,9	1,0	30,7-53,3	20-30
Лань*	14	140	90-127	81,6	1,0	31,2-53,7	19-30
Муфлон*	12	140	80-130	82,9	1,3	33,0-69,3	21-35
Козуля	11	130	58-72	59,9	1,5	41,2-82,8	14-37
Кабан	5	100	30-40	77,1	6,7	78,3-141,5	30-62
Заєць	30	200	60-100	78,5	9,2	66,9-190	24-53

* на морських островах і косах

врахування яких буде сприяти більш ефективному управлінню ресурсами диких ссавців. Але, незважаючи на певні здобутки у запровадженні сучасного

управління угрупованнями диких тварин, ще й дотепер нормування вилучення ведеться виключно за кількісними показниками.

Безумовно, що на угруповання диких рослиноїдних ссавців негативно впливають хижаки, що вимагає спеціальних заходів щодо обмеження їх чисельності. Але тривалий досвід показав, що ефективність боротьби спостерігається лише при постійному і досить інтенсивному тиску на їх популяції, який завжди був обумовлений матеріальним стимулюванням. Але треба визнати, що завжди вплив полювання на угруповання хижаків призводив до непередбачуваних наслідків. Взагалі в світі існує дві крайні точки зору, які базуються на різних підходах і поглядах щодо проблеми регулювання чисельності хижаків. Перша, яку можна назвати біологічною, полягає в тому, що останні знищують досить велику кількість жертв, які, у свою чергу, є об'єктами полювання і таким чином завдають значних збитків мисливському господарству та тваринництву [44, 162]. Друга, фінансова, свідчить про те, що боротьба з хижаками має доцільність лише до певної межі – після скорочення їх щільності подальші економічні витрати значно перевищують ще не отриману, а лише прогнозовану вигоду [226, 696, 599]. Але їх об'єднує те, що найбільш прийнятним вважається, все ж таки, не знищення хижаків взагалі, а регуляція їх чисельності, яка передбачає раціональне планування. Нещодавно, внаслідок зростання зацікавленості іноземних туристів до полювання на вовка, Держкомліс України встановив ціну за череп і шкіру хижака у розмірі 600-700 EUR (наказ № 26 від 28.02.2002 р.). То ж, саме завдяки такого, безумовно, правильного підходу, вовк, вперше за всю історію нашої країни, із небажаного хижака став цінним об'єктом трофейного полювання. Стратегія ж по відношенню до лисиці у всіх європейських країнах залишається незмінною і полягає у максимальному її вилученні з метою скорочення щільності до 0,5-1,0 ос./1 тис. га угідь [487, 544, 566].

Суттєвим важелем у регулюванні чисельності угруповань ссавців є терміни полювання. У світі існує два підходи до їх встановлення: 1) отримання якісної продукції з метою досягнення максимальних прибутків; 2) отримання

максимальних доходів шляхом реалізації всіляких послуг і товарів. Іноді зазначені підходи поєднують, що має найбільшу економічну ефективність.

З метою отримання високої якості хутра у 70-80-і роки полювання на зайців розпочиналось наприкінці листопада і закінчувалось наприкінці січня, а на лисицю тривало до кінця лютого. Хоча при цьому зовсім не бралися до уваги особливості біологічного циклу; лише у зайців, до певної міри, враховувались щільність і чисельність. В країнах, де заготівлі хутра не надавали певного значення, терміни встановлювались з метою оптимального вилучення і стабілізації чисельності. У 70-і роки в Угорщині полювання на русака здійснювалось у листопаді-грудні 1 раз на тиждень при забороні використання третини мисливських угідь. В Болгарії воно тривало з 1 жовтня до 1 грудня, але для отримання більшої кількості м'ясної продукції було перенесене на пізніший термін (з 1 листопада до 31 грудня [323], в Нідерландах – з 15 жовтня до 31 грудня [501]. Взагалі у Європі вилучення зайців визнано недопустимим у січні, оскільки в цей час у них відбувається перше парування, приплід від якого має найсуттєвіше значення для відтворення ресурсів [489, 491, 526, 586].

За результатами наших досліджень, зростання маси тіла у русака дуже скорочується наприкінці листопада, що співпадає з активним формуванням зимового волосся і затуханням процесів ово- і сперматогенезу. Таким чином, полювання на зайця доцільно розпочинати після наприкінці листопада, а закінчувати 31 грудня, що зумовлено особливостями біологічного циклу. Враховуючи, що протягом мисливського сезону полювання може здійснюватися в усі дні тижня [200], упродовж зазначеного терміну можна збільшувати і скорочувати кількість мисливських днів, орієнтуючись на величину щільності. Її критичною межею після завершення мисливського сезону повинно бути 30 ос./1 тис. га, що, за відтворювальної здатності русака у 78,5-100%, може забезпечити відновлення чисельності.

Полювання на лисицю бажано розпочинати одночасно з русаком, а закінчувати – 20 лютого, коли у неї розпочинається весняне линяння хутра, без кількісних обмежень. У місцях вирощування фазанів, на території майбутніх

фермерських господарств з розведення диких ссавців та у деяких інших випадках (епізоотія сказу) термін вилучення лисиць можна встановлювати окремо.

Найбільша різноманітність поглядів існує щодо встановлення термінів вилучення копитних, що зумовлено їх високою споживчою вартістю, інтенсивним впливом на середовище та іншими чинниками. Скажімо, у Швеції полювання на козуль проводиться з 1 жовтня до 30 листопада або грудня, а трофейне полювання на самців – лише у вересні [522]. В багатьох країнах полювання на елітних самців оленя здійснюється після гону, а на неякісних, але дорослих, – на початку літа для вивільнення території напівдорослим якісним особинам [165]. У 70-х роках у Румунії на кабанів полювали з 1 жовтня до кінця лютого, у НДР – з 1 серпня до 31 грудня (на самців) і з 1 серпня до 15 лютого (на свиней і поросят) [171]. Але вилучення поросят скрізь намагалися здійснювати наприкінці осені та упродовж грудня, коли їх вага становила 30-70 кг [496]. За таких умов вдавалося значно скоротити рівень природної смертності та отримати цінну продукцію.

В СРСР найбільш сприйнятливим вважалося полювання з 1 листопада по 1 лютого (для кращого збереження та транспортування м'яса за холодної погоди). При цьому, насамперед, бралася до уваги маса і зовсім не враховувались особливості біологічного циклу, розвитку рогів, іклів, які мають значно більшу товарну цінність, ніж м'ясо, т. і. У 2000 р. Законом України “Про мисливське господарство та полювання” [200] були встановлені нові строки полювання. Згідно них (ст. 19), вилучення самців козулі дозволяється з 1 травня по грудень включно, самців кабана, лані, муфлона та оленів – у серпні - січні, а їх самок та молодняк (до двох років) – у вересні - січні. Зазначені терміни не витримують критики, оскільки не відповідають біологічним особливостям тварин.

За нашими даними, найліпші самці козулі скидають роги наприкінці жовтня та на початку листопада, а взагалі дорослі – з 26 жовтня до 28 листопада. Із 96 дорослих самців лише 5 (5,2%) після 20 листопада взагалі мали роги, які відпали при падінні відстріляних тварин або при їх обробці (рис. В.2). Основна кількість самців не мають рогів чи пантів між 10 і 25 листопада. У Болгарії козулі

скидають роги між серединою жовтня і початком грудня, а інтенсивний ріст нових відбувається з кінця грудня по квітень [178], що співпадає з особливостями їх розвитку в Україні. У всіх регіонах нашої держави кальцифікація рогів у козулі і відшарування епідермісу закінчуються 20-31 квітня. Таким чином, полювання на рогалів козулі можна здійснювати лише з 1 травня до 7 листопада, після чого у трофейних самців спадання рогів набуває масового характеру.

Сформовані роги у благородного та плямистого оленів зустрічаються з 20 серпня до 20 лютого (наші дані), у лані – з 5 вересня до 25 квітня [383]. То ж трофейне полювання на оленя може тривати з 1 вересня до 1 лютого. Але, враховуючи, що упродовж цього терміну відбувається парування, найдоцільніше вилучати трофейних самців з 1 жовтня до кінця січня, а для отримання м'ясної продукції – з 1 жовтня до кінця грудня. У такий спосіб полювання на оленя буде мати найбільшу економічну ефективність. У Гаврилівському державному мисливському господарстві найбільш раціональним було визнано полювання на благородного оленя з 20 вересня по 15 грудня [19]. Полювання на самок та на молодняк у копитних всіх видів, яке наше законодавство дозволяє розпочинати у вересні, у цей час є небажаним і навіть згубним для будь-якої популяції. Справа в тому, що у оленів дуже довго триває лактація, тому телята, які залишаються сиротами, дуже відстають у рості і приречені на смерть під час суворої зими [165, 668]. За нашої викривленої організації мисливства, це явище є дуже поширеним скрізь. Окрім того, у вересні відстріл оленят є економічно недоцільним, оскільки вони мають дуже малу вагу і низьку якість м'яса. Взагалі вилучення цьогорічок всіх копитних бажано проводити у грудні, коли вони мають найбільшу масу, яка у січні дещо скорочується.

В південних популяціях кабана на Україні при визначенні термінів полювання доцільно враховувати біологічні реалії. Оскільки більшість поросят (76,31%) народжується з 13 березня по 30 квітня [118], то масове парування дорослих, за ретроспективними розрахунками, відбувається з 18 листопада по 10 січня, а у деяких, переважно молодих, особин триває до 1 лютого. Таким чином,

з метою скорочення негативного впливу, облавне полювання бажано проводити у найпізніші строки, скажімо, у грудні. У той же час індивідуальне полювання на трофейних самців муфлона та кабана можна проводити упродовж всього року, що має місце у деяких країнах [171].

8.1.2. Сучасні форми використання ресурсів великих ссавців. Зміна політичної ситуації в Україні призвело до формування нових відношень в аграрному секторі. Після розпаювання колгоспних земель нові господарі спробували досягти економічного добробуту власним шляхом. Але за високих цін на енергоносії, недосконалої податкової політики, законодавчих складностях, їхня діяльність виявилася дуже обмеженою і звелася до переважного вирощування пшениці, ячменя і соняшника з одночасним скороченням раніше рентабельного тваринництва. У свій час, саме воно, як важлива форма використання тваринного світу, сприяло гарантованому забезпеченню людства якісними харчами. Особливо велике значення на півдні країни надавалось вівчарству та скотарству, необхідною умовою економічної ефективності яких є створення високої щільності тварин. Внаслідок останнього була порушена рівновага між існуючим поголів'ям і можливостями пасовищ, що призвело до скорочення їх продуктивності та ерозії ґрунтів [67, 462, 466]. За таких умов дикі ссавці були або знищені, або відтіснені у непридатні для ведення господарської діяльності місця. Між тим, із накопичуванням знань з біології великих ссавців з'явилися сумніви щодо повсюдної правильності зазначеного вибору [1, 173]. В деяких районах світу став застосовуватися й інший шлях – використання другорядних пасовищ за допомогою диких тварин. У деяких африканських країнах, де власність на землю перейшла від общин до окремих людей, було доведено, що навіть при найкращій турботі за свійськими ратичними не вдається домогтися їх достатньо високої продуктивності. На бідних пасовищах під час посухи у великої рогатої худоби відбувається скорочення ваги, а у диких буйволів – її збільшення. Зіставлення темпів росту, потреби у воді, ефективності утилізації їжі, резистентності стосовно захворювань, навантаженню на пасовища

свідчить про те, що дикі ссавці, як джерело м'яса, більш продуктивні, чим свійські [503]. У Східній Африці біомаса диких тварин у 2-3 рази вища, чим великої рогатої худоби, а в чагарниковій савані – у 4-15 разів більше чим біомаса овець або кіз. Досліди в ПАР показали, що вирощування диких ссавців виявилось в 6 разів вигіднішим, ніж свійських. Тому африканські фермери стали розводити диких копитних разом із великою рогатою худобою або окремо, із почерговим використанням пасовищ [616]. Таким чином, незважаючи на те, що найбільш популярною формою використання ресурсів макромамалій поки що залишається полювання, в XX ст. значного поширення набуло розведення диких тварин у неволі, яке отримало назву «ранчівництва» [173].

Розвитку цього напрямку також сприяла поява штучних тканин, що знизило економічну ефективність вівчарства в таких світових центрах, як Австралія і Нова Зеландія. Саме в цих країнах із кінця 60-х років XX ст. було розпочато вирощування європейської лані і благородного оленя на загороджених ділянках, із 1973 р. – у Німеччині, а пізніше – в Канаді, США та в інших країнах. Вибір зазначених копитних був обумовлений високим забійним виходом м'яса (~50%), яке через низький вміст холестерину відноситься до дієтичних продуктів і продається за вищими цінами, ніж яловичина чи баранина. Окрім того, лань піддається доместикації, здатна утилізувати рослинність перелогів і не придатних для землеробства земель [248]. У Європі вихід м'яса у цього виду з одиниці площі вищий, ніж у вівці та великої рогатої худоби [608].

Зараз головна роль в оленярстві належить Новій Зеландії, на фермах якої разом із плідниками утримується більш 1,5 млн. тварин. Вона щорічно експортує 14 тис. т м'яса (90% – у Європу), а 33 % фермерів, крім того, поставляють панти, шкіру і статеві органи в країни Східної Азії для виготовлення лікарських препаратів. У Європі оленів і ланей зараз розводять у господарствах майже всіх країн [173]. Для здійснення координації дій була створена Федерація європейських фермерів-оленярів (FEDEA), що сприяло поширенню знань про переваги загінного розведення оленів. За даними FEDEA, у Європі загальна кількість диких копитних, що вирощуються в неволі, складає понад 700 тис.

голів. За рік тут виробляється 6,8 тис. т м'яса, половина з якого – в Німеччині, Франції та Ірландії. Загальна площа фермерських господарств становить близько 50 тис. га, а середня площа 1-о коливається від 1,7 га (у Німеччині) до 7 га (у Іспанії) [608].

Незважаючи на ігнорування прогресивного “ранчівництва”, яке розвивається на стику тваринництва, мисливства і туризму, можливості України надзвичайно великі. Вони обумовлені наявністю великої кількості угідь, землеробське використання котрих збиткове, і наявністю власного якісного племінного матеріалу у вигляді асканійських маралів, ланей і муфлонів. Згідно сучасного законодавства [199, 200] і наших екологічних уявлень, фермерське вирощування диких ссавців можливо лише на загороджених ділянках з метою обмеження їхнього негативного впливу на фітоценози і на біологічне різноманіття взагалі.

Звичайно, використання макромамалій, як джерела білків, має важливе значення для місцевої економіки, проте воно не менше істотне для розвитку наукових, освітніх і туристичних цінностей. Ще й досі у всьому світі дуже прибутковим залишається трофейне полювання, що збереглося як релікт анімалістичних уявлень людини [173, 610,]. В південній Україні його об'єктами являються європейська козуля, благородний олень, лань, муфлон і кабан. Незважаючи на високі ціни на трофеї, які для козулі становлять 50-750, для кабана – 120-800, для оленя – 50-4000 EUR, їх ресурси використовуються не раціонально і недостатньо ефективно. Низька мисливська культура, бідність населення, до певної міри, виправдовує масове браконьєрство і відстріл найбільш цінних плідників на м'ясо. Цьому сприяє відсутність державного підходу до підготовки експертів мисливських трофеїв і проведення виставок останніх. До недавнього часу трофейна цінність рогів оленячих та іклів кабана була в Україні взагалі одним із найменш вивчених питань. Приємним винятком стали дослідження рогів асканійського оленя [247], європейського муфлона в Криму [185] та європейської лані в “Асканія-Нова” за умови напіввільного

утримання [383]. Але вони мають загальну направленість і тому не розкривають багатьох характеристик трофеїв, що мають суттєве значення для їх моніторингу.

У зв'язку із здрібненням благородних оленів у XIX ст., широко застосовували спеціальні заходи, що одержали назву “освіження крові”. Їхньою метою було одержання нащадків від схрещування місцевих тварин з оленями з віддалених частин ареалу або іншого походження. Найбільше широко для цієї цілі використовували кавказького оленя, сибірського марала і канадського вапіті. Чимало таких гібридів було створено в Австрії, Угорщини, Німеччини, Чехії й інших країнах [576]. Істотні результати були отримані Ф.Фальц-Фейном в Асканії-Нова, де схрещували кримського оленя з марала та з представниками інших форм [9, 412]. Отриманий гібрид виявився дуже пристосованим до життя в посушливому степу, у тайзі та в інших місцях і майже за 100 років інцухтного розведення не втратив екстер'єрних особливостей і трофейних якостей. Зокрема, за масою він не поступається чистокровним благородним оленям будь-яких підвидів. Максимальна маса самця з о-ва Бірючого склала 304,5 кг, а середня – 260 ($n = 11$); максимальна маса самки становила 233 кг, а середня ($n = 15$) – 200 [254]. За нашими даними (табл. 8.5), маса дорослих самців у листопаді-грудні

Таблиця 8.5

Маса благородного оленя з території державного заказника “Коса Обитічна” (кг)

Віково-статеві групи	n	$M \pm m$	Limit	σ
Дорослі самці	18	$206,2 \pm 9,81$	140 – 290	41,61
Дорослі самки	25	$163,3 \pm 4,37$	105 – 222	21,84
Дорослі	43	$180,7 \pm 5,81$	130 – 290	38,13
Напівдорослі	13	$128,2 \pm 5,08$	105 – 155	18,32
Телята	11	$75,5 \pm 3,41$	60 – 95	11,32

складає 206.2 ± 9.81 (140-291 кг), а в самок – 163.3 ± 4.37 (105-222 кг). На міжнародних виставках його роги неодноразово оцінювалися золотими медалями і навіть удостоювалися “Гран-прі”. В мисливському господарстві «Гаврилівське» у 1973 р. іноземцями було впольовано 30 рогалів, із яких роги одного були

оцінені на золоту медаль, 7 – на срібну і 11 – на бронзову [19]. Окрім того, на відміну від оленів середньоевропейської форми, роги яких мають максимальні показники у віці 14-15 років [513], асканійські марали досягають трофейного гатунку (170-195 балів) вже у 9-10 років.

Менш цінним виявилось вирощування європейського муфлона на м'ясо, проте в сполученні з високою плодючістю, більш раннім, чим в оленів, досягненням трофейних кондицій (7 років), накопиченим у вівчарстві досвідом вирощування, ця тварина стала важливим об'єктом мисливського використання. Розвиток рогів у муфлона в Україні істотно не відрізняється від інших популяцій, але, у зв'язку з особливими умовами мешкання, має певну своєрідність [642]. У степовій зоні найбільшу довжину (82.8-88.8 см) і найбільший обхват у основі (24.2-25.4 см) мають роги муфлонів у віці 8-9 років (табл. В. 2). У горах Криму, де вегетативний сезон коротший і забезпеченість повноцінними кормами гірша,

Таблиця 8.6

Залежність трофейної якості рогів європейського муфлона від віку тварин (бали)

Вік, роки	Гори Криму*		Степові райони України**				
	Мадридська формула					Празька формула	
	n	M	n	M ± m	Limit	M ± m	Limit
1	5	66.78	2	64.50±3.30	61.20-67.80	67.00±0.80	66.20-67.00
2	4	113.62	15	104.99±1.94	93.50-116.60	117.50±2.07	104.95-131.50
3	7	115.27	6	133.59±3.41	125.60-148.15	143.60±2.39	137.40-150.65
4	6	143.61	8	149.64±1.25	144.55-156.70	161.23±1.39	156.70-168.60
5	4	150.17	5	153.53±2.97	146.10-160.90	163.59±3.18	156.15-174.65
6	5	172.23	7	167.89±2.41	160.40-179.40	177.75±1.93	170.60-184.45
7	3	177.75	8	180.78±3.95	164.75-196.30	189.58±3.78	174.80-204.35
8	6	179.59	7	195.25±2.19	188.05-203.15	200.58±3.07	191.45-209.30
9	1	183.25	4	206.06±2.93	198.70-212.10	209.56±2.38	203.40-214.80

*За А.І. Дуліцьким [183]. ** Наші дані [766].

ці показники, відповідно, становлять 70.1-70.6 і 22.3-23.1 см [183]. Пересічно, за 1 рік довжина рогу у муфлонів у степових умовах збільшується на 9.3±.29 см (4.9-16.5), у гірських – на 7.1±2.41 см (0.4-17.0), а обхват у основі, відповідно, – на 1.7±0.56 см (0.3-4.5), та на 1.5±0.83 см (-0.5-6.6) (табл. В. 2). Роги українських муфлонів найкращу трофейну якість мають у віці 7-9 років. У 8-и досліджуваних

муфлонів 7-літнього віку, роги були гідні 2-х бронзових медалей (189.95-196.30 балів), у 7 тварин 8-и років – 2-х бронзових і 4 срібних (188.55-201.30 балів), у 4 тварин 9-и років – 2 срібних і 2 золотих (198.70-212.10 балів) медалей (табл. 8.6).

Незважаючи на те, що європейська козуля в Україні має значне поширення та порівняно високу чисельність, їй не надається такого важливого значення як в розвинених європейських державах. Обмежене ліцензійне полювання у нас проводиться виключно з рекреаційною метою. Між тим, в світі найбільший пріоритет надається трофейному полюванню на козулю, що потребує дбайливого ставлення до управління статеві-віковою структурою і потребує певних знань відносно розвитку та росту її рогів. Наслідком цього являється відсутність будь-яких серйозних досліджень з цього питання в Україні [212, 348].

У степовій зоні перші роги у козулі з'являються наприкінці грудня, коли тваринам виповнюється 7-8 місяців. Вони швидко ростуть і через рік досягають довжини 16-19 см. Упродовж цього часу формуються відростки, із яких 3 зустрічається на 48,1% рогів, 2 – на 44,5%; на 7,4% рогів відростки взагалі відсутні. Причому спочатку виростають верхній і нижній відростки, потім – середній. То ж на рогах з двома відростками найчастіше спостерігається перше поєднання і лише в 2-х випадках формуються одночасно верхній і середній. Всі показники під час найбільш інтенсивного росту рогів відзначаються дуже високою мінливістю, що видно із великих значень стандартного статистичного відхилення (табл. 8.7). У віці 2 роки⁺ у деяких самців роги сягають 20-23 см у

Таблиця 8.7

Розміри рогів козуль із степової зони у віці 17-20 місяці, мм

Показники	n	$M \pm m$	Limit	σ
Довжина рогу	38	$162,6 \pm 3,48$	105,0 – 192,0	21,47
Максимальний діаметр розетки	39	$33,0 \pm 0,96$	21,0 – 46,0	5,97
Довжина нижнього відростку	19	$29,2 \pm 4,20$	8,0 – 90,0	18,31
Довжина середнього відростку	21	$36,8 \pm 5,10$	5,1 – 83,0	23,38
Довжина верхнього відростку	12	$35,6 \pm 7,68$	5,5 – 80,0	23,38
Розвал рогів	18	$87,3 \pm 6,27$	23,2 – 144,0	26,62

довжину, але трофейного значення вони ще не мають. І лише у віці 5-8 років, коли вони сягають 26-30 см у довжину, рогалі козулі можуть бути об'єктом трофейного полювання. Саме у цей час спостерігається найбільш тісна кореляція зазначеного показника з віком (рис. В.3) і найменша мінливість інших характеристик, що є наслідком статевого добору. Незважаючи на те, що після 8 років у більшості самців відбувається зменшення розміру абсолютно всіх показників, роги деяких тварин можуть мати ще доволі високу трофейну якість (табл. В.3). При проведенні моніторингу останньої за опосередкований критерій якості можна брати максимальний діаметр розетки рога, який у козулі має дуже тісну кореляцію ($r=+0,86$) з його довжиною (рис. В.4).

Спеціальне дослідження іклів дикого кабана в південних районах України, проведене нами на значному матеріалі, дозволило виявити цікаві закономірності, які не були відомі для цього виду взагалі [641]. Зокрема, ріст іклів, який триває все життя, у самців особливо великих темпів набуває в період статевого дозрівання (8-18 місяців). Судячи з нахилу ліній регресії (рис. 8.6) збільшення і довжини, і ширини нижнього ікла відбувається майже з однаковою швидкістю. Причому обидва показники мають важливе значення при оцінці трофеїв [520] і дуже залежать від віку ($r=0.9$). Взагалі їм притаманна значна мінливість, але особливо вона помітна при дослідженні максимальної ширини ікла (табл. 8.8). За

Таблиця 8.8

Мінливість ширини іклів (мм) у самців дикого кабана ($n = 93$) з віком

Вік, місяці	n	Limit	$M \pm m$	t
8 – 11	11	13,8 – 17,7	$15,2 \pm 0,04$	-
14 – 19	15	19,0 – 23,1	$21,4 \pm 0,14$	41,3
20 – 24	15	22,4 – 25,7	$23,7 \pm 0,11$	12,8
30 – 44	16	22,1 – 28,0	$24,6 \pm 0,05$	7,5
56 – 68	10	25,1 – 28,3	$25,7 \pm 0,07$	12,2
72 - 80	12	23,9 – 29,9	$27,0 \pm 0,05$	16,3
84 - 139	14	23,3 – 29,2	$27,5 \pm 0,05$	7,1

цією ознакою сікачі різного віку статистично достовірно відрізняються, а межі мінливості перекриваються лише у тварин старших вікових груп. У той же час, між довжиною і шириною нижніх іклів спостерігається дуже висока кореляційна залежність (рис. В. 5). Вона має найменшу варіабельність у період статевого дозрівання основної кількості самців, хоча найбільш чітко вирізняється після досягнення ними 5-ти літнього віку і переходу сікачів у найвищий соціальний ранг (рис. 8.6). У деяких самців нижні ікла можуть мати довжину 14-15 см вже

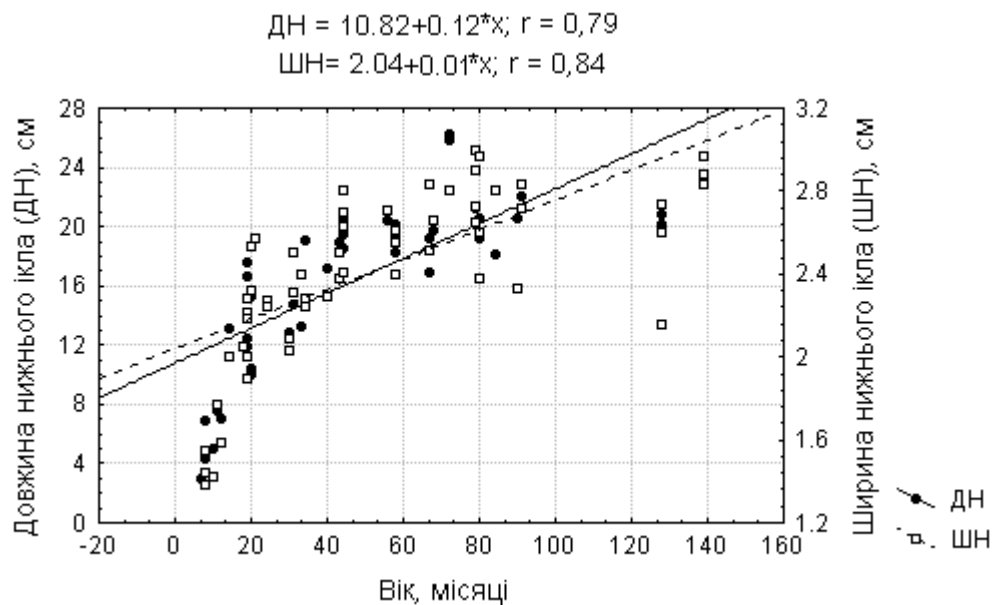


Рис. 8.6. Залежність довжини та ширини нижніх іклів у самців дикого кабана від віку.

після досягнення ними віку 20 місяців, а самі молоді сікачі здатні за певної популяційної ситуації створювати реальну статеву конкуренцію по відношенню до більш старших плідників.

На перший погляд, верхні ікла сікачів не мають такого важливого значення у житті, як нижні. І дійсно, у дорослих і, особливо, старих кабанів вони часто тріскаються, ламаються, а їхні кінці тупляться. Але, слід визнати, що верхні ікла є особливим інструментом для забезпечення гостроти граней основної турнірної зброї, якою являються нижні ікла. При відсутності перших або їх деформації, нижні можуть набувати спотвореної форми і стати не функціональними. Ріст

верхніх іклів також продовжується упродовж всього життя тварин. Хоча зона довіри лінійної регресії ($p < 0,05$), знаходиться між величинами 29.7 і 38.7 місяців, найкращу трофейну якість при достатньо великій довжині вони мають у кабанів віком 4-8 років (рис. 8. 7). Якраз тоді верхні ікла досягають 10-14 см у довжину;

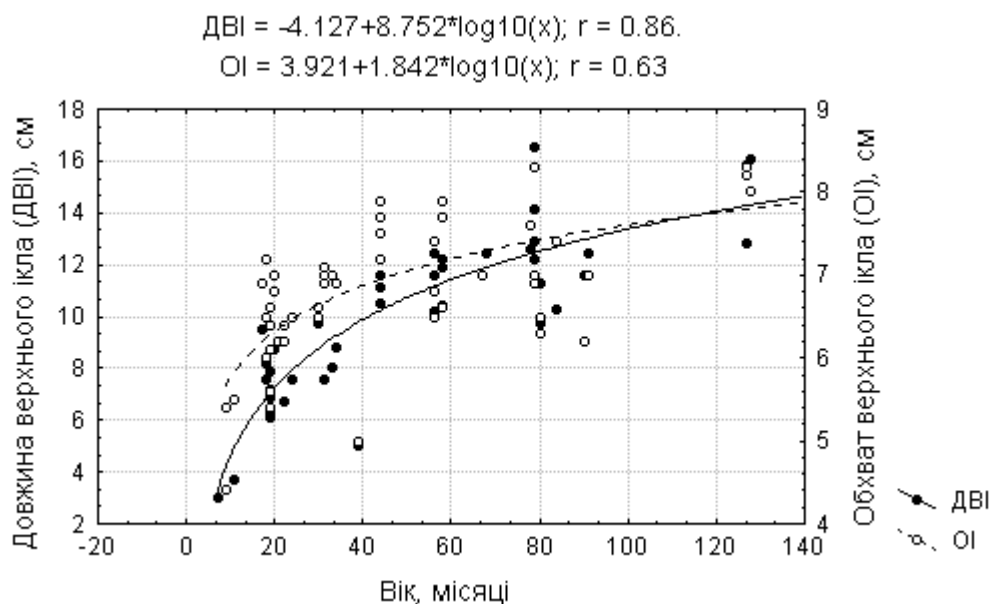


Рис. 8.7. Динаміка росту верхніх іклів у сікачів ($n = 37$).

причому цей показник також дуже залежить від віку ($r=0,85$). Однак, якщо довжина верхніх іклів являє собою лише важливий морфологічний показник, то їх максимальний обхват відноситься до найбільш важливих трофейних критеріїв. На півдні України він має достатньо великі розміри та відносно незначну варіабельність у всіх кабанів, які досягли віку 3⁺ роки.

На відміну від нижніх, верхні ікла кабана з віком сильно загинаються. І хоча у житті тварин це не відіграє безпосередньої ролі, серед мисливців такі ікла ціняться дуже високо. При цьому особливу важливість мають симетричність та темне тло ріжучої поверхні. Коефіцієнт вигинання, виведений нами, показує у скільки разів довжина ікла більше самої короткої відстані між його протилежними частинами. На рис. В.6 (додатки) добре помітно, що найбільша швидкість вигинання верхнього ікла спостерігається до 7-ми років (84 місяці). До цього часу вказаний коефіцієнт досягає величини 2.6, хоча і пізніше вказаний

процес не припиняється. У той же час, вигинання упродовж життя нижнього ікла не відбувається – існуюча дугоподібна форма його закладається ще в ранньому онтогенезі.

Без врахування надбавок та знижок, деякі сікачі південної України же в 3-4 роки досягають трофейної якості, коли їх ікла можна оцінити в 100⁺ балів, що, за мадридської системи оцінки, відповідає бронзовій медалі. Абсолютна більшість тварин, які подолали віковий рубіж у 5 років і набули ваги 160-180 кг, мають призові трофеї (табл. 8.9). Слід відмітити, що якраз в період з 4 до 5 років у кабана закінчується формування основних пропорцій тіла [222] і черепа кабана [637].

Таблиця 8.9

Трофейна цінність іклів кабана (бали) із степової України в залежності від віку

Вік, місяці	n	Limit	M ± m	t
8 -11	11	52,4 - 72,1	60,3 ± 6,95	-
14 -19	15	84,6 - 98,4	90,8 ± 1,04	4.2
20 - 24	15	95,8 - 108,2	95,8 ± 1,43	2.8
30 - 44	16	94,5 – 117,3	103,9 ± 2,22	3.1
56 - 68	10	107,7 - 119,9	112,0 ± 1,24	3.2
72 - 80	12	107,9 - 127,9	119,5 ± 1,84	3.4
84 - 139	14	100,9 - 124,6	113,2 ± 1,94	2.4

Незважаючи на статистично недостовірні відмінності гатунку іклів між найближчими віковими класами, помітно, що після досягнення кабанами 7-7,5 років трофейна цінність їх знижується.

Ікла свиней не мають такого важливого значення в соціальному житті, як у самців, однак їхній розвиток дуже важливий з точки зору захисту і забезпечення поросят кормами. Якщо в сікачів ікла ростуть усе життя і найбільшої довжини досягають до 5-7 років, а за деякими показниками – і пізніше, то у свиней вони повністю формуються в період статевого дозрівання. Незважаючи на те, що їхня довжина має тенденцію до постійного збільшення,

швидкість цих змін дуже мала (рис. 8.8). В перші роки життя в самок незначно зростає максимальна ширина верхнього ікла, а також спостерігається деяке

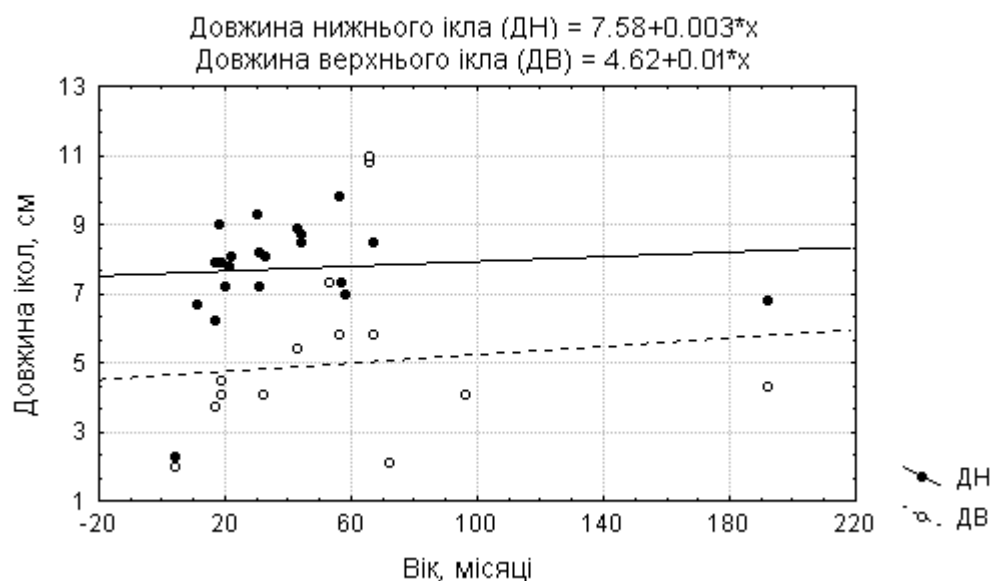


Рис. 8.8. Динаміка росту іклів свиней у довжину (n = 21).

зменшення ширини нижнього ікла (рис. 8.9). Цікаво, що коефіцієнти кореляції перших двох ознак з віком свиней надзвичайно низькі, відповідно $r = +0,03$ і $-0,04$.

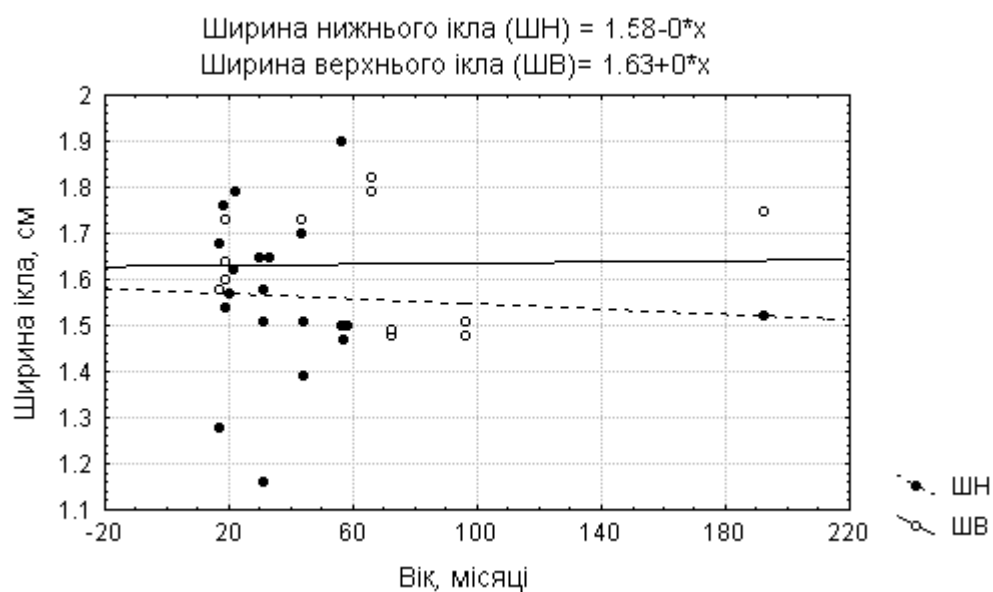


Рис. 8.8. Динаміка росту іклів свиней у ширину (n=20).

Лише між шириною верхнього ікла і довжиною існує позитивна залежність ($r=+0,74$). Після оптимуму репродуктивного періоду (2-5 років) довжина верхнього і нижнього іклів, їхня ширина і максимальний обхват залишаються майже незмінними. Це може мати певний еволюційний сенс, який полягає в зміні функцій зубів. При вихованні поросят свиня за допомогою нижніх різців і рила робить доступними для них підземні частини рослин, а корені рве іклами. Ними ж вона кусає собак і вовків при захисті поросят від нападу хижаків. Зі збільшенням віку свині, зменшується її плідність, зростає маса тіла, стають могутнішими нижня щелепа і різці, а функціональне значення іклів слабшає. У цілому, створюється враження скорельованості закінчення росту іклів з початком активної репродуктивної функції організму.

Таким чином, дикі копитні ссавці, що мешкають у незвичайних для них умовах степової зони, мають значну трофейну цінність, що потребує спеціального кількісно-якісного управління їх угрупованнями і є основою для розвитку мисливського туризму. Однак, слід зауважити, що за слабкої законодавчої бази і недостатнього контролю за трофейним полюванням з боку державних органів, саме останнє стало приводом для винищення найкрупніших копитних в Білорусії та Росії [165, 166].

В останні роки, з розвитком культури, гуманізації суспільства, з'явилося багато людей, що люблять спостерігати за великими ссавцями. Вивчення в США відношення до немисливського використання їхніх ресурсів (безпосереднє споглядання в природі та по телебаченню, фотографування та відеозйомка, відпочинок у місцях їх мешкання тощо), яке проводиться з 1955 р., показало поступове зростання інтересу до нього. У подальшому воно було враховано до економічної оцінки щодо використання ресурсів диких тварин, доповнюючи такі показники як об'єм видобутку, кількість днів, використаних на полювання, чисельність тощо [492].

Узагальнюючи підрозділ, слід зауважити, що управління ресурсами макромамалій в Україні, з різних причин, здійснюється неефективно. Його оптимізація потребує певних змін у законодавстві та впровадження сучасних

підходів до ведення мисливського господарства і, зокрема, просторового і кількісно-якісного регулювання. З метою більш ефективного використання низькоякісних земель, нагальною необхідністю є розвиток “ранчівництва”, що, окрім підвищення економічної ефективності, буде сприяти зростанню інтересу суспільства до різнобічного використання великих ссавців.

8.2. Охорона і відтворення угруповань рідкісних видів. Макромамалії завжди були предметом утилітарного використання людини, яке передбачало їх добування з метою споживання м'яса, шкіри, хутра тощо, вилов молодняку для утримування у неволі з наступним використанням чи одомашнюванням. Пізніше з'явилися ідеї збереження та їх відтворення для майбутнього полювання або споглядання у зоопарках [49, 172, 240]. У ХХ ст., коли виникла реальна загроза зникнення популяцій деяких ссавців, вони набули значної актуальності. Наслідком цього стала заборона на використання ресурсів певних тварин та встановлення по відношенню до них охоронного статусу [199, 201, 339].

На початку ХХ ст. у степовій зоні України 20 видів макромамалій були об'єктами полювання, із яких 8 були численними, 5 мали спорадичне поширення, 6 зустрічалися дуже рідко, а 1 вид (козуля) знаходився на грані зникнення [68, 444]. Завдяки впровадженню заходів щодо охорони тварин та місць їх мешкання, штучного розселення тощо, вдалося збільшити фауністичне багатство та домогтися зростання чисельності. Зараз фауна великих ссавців на українському півдні налічує 32 види, з яких 10 отримали статус таких, що потребують охорони, а 22 види вважається мисливськими. Але на 3 з них (кріт, білка та норка американська) полювання взагалі не ведеться, а статус 2-х (корсак та шакал), угруповання яких в Україні з'явилися недавно [63, 354], є не визначеним. Причому, якщо корсак, є реліктом степової фауни, то шакал, який значно розширив свій ареал наприкінці ХХ ст., відноситься до адвентивної (рис. Е.1). Слід зауважити, що 8 видів ссавців (олені благородний і плямистий, нутрія, лань, муфлон, ондатра, єнотоподібний собака і американська норка) у степовій зоні було інтродуковано, а угрупованням 7-и видів (кріт, бабак, білка, бобер,

кріль, козуля, кабан) була надана суттєва підтримка по їх відновленню шляхом дбайливої охорони і реакліматизації.

Наприкінці ХХ ст. відбулося переосмислення господарського та біологічного значення окремих макромамалій, а угруповання деяких з них скоротилися настільки, що їм стало загрожувати зникнення і вони отримали відповідний охоронний статус. Зокрема, 8 видів було включено до документів Бернської конвенції, 7 – до Червоної книги України, 1 – до Червоної книги МСОП (табл. Д. 1). В цілому, в структурі теріологічної фауни України упродовж 60 років (1939-1999) значно зросла кількість видів, що потребують охорони, і суттєво (на 30,4%) скоротилася кількість мисливських. Найбільш загрозливий стан склався з угрупованнями хижих ссавців – в степовій зоні до категорії тварин, які потребують охорони, було включено 8 (47,1%) видів із 17-и (табл. 8.10). Зазначена тенденція спостерігається по відношенню до гризунів, не

Таблиця 8.10

Динаміка розподілу ссавців південної України за статусом упродовж ХХ ст.

Ряд	Кількість видів, що охороняються		Кількість мисливських видів *		
	Червона книга, України, 1980	Червона книга України, 1994	в 1939 р.	в 1979 р.	в 1999 р.
Комахоїдні	5	4	2	1	1
Рукокрилі	13	12	-	-	-
Зайцеподібні	-	1	3	2	2
Хижі	3	8	16	13	6
Гризуні	6	11	7	6	5
Парнокопитні	1	1	2	8	8
Ластоногі	1	1	-	-	-
Китоподібні	-	3	3	-	-
Разом:	29	41	33	30	22

*До цієї категорії ми відносимо, окрім традиційно мисливських, і ті види, чисельність яких контролювалася інтенсивним спрямованим винищенням, а отримана продукція (смушок) використовувалася хутовою промисловістю (водяна полівка, тушканчик великий, хом'як, сліпак, ховрахи крапчастий, сірий та європейський тощо)

кажучи вже про китоподібних, полювання на яких заборонено взагалі. Це є наслідком не лише погіршення стану певних популяцій, а й відтворенням

гуманістичних настроїв українського суспільства і зростанням рівня екологічної просвіти населення.

8.2.1. Поширення і чисельність деяких рідкісних ссавців в Україні. На даний час, в Україні особлива небезпека загрожує угрупованням перев'язки, степового тхора, європейської норки і лісового kota [98, 99, 100].

За свідченням фахівців [2, 6, 8, 10, 68, 387], ще 200 років тому, ареал перев'язки в Україні займав досить значну територію – від передгір'я Карпат на заході до державного кордону на сході і до морського узбережжя на півдні. Різке скорочення її чисельності розпочалося наприкінці XIX ст., що було пов'язане з початком інтенсивного освоєння степової біоти. Було встановлено, що перев'язка своєю екологією найтісніше пов'язана з сліпаками, у норах яких вона знаходить укриття і здобуває їжу [431]. Тому повсюдне вимирання сліпаків, як наслідок розорювання степів, вважається однією з суттєвих причин зникнення перев'язки – хижака з малоцінним хутром, яке ніколи не цікавило мисливців [369]. Зважаючи на це, в Україні вже в 20-30-х рр. XX ст. вона скрізь стала рідкісною твариною [289, 430, 431].

Попри відоме тяжіння виду до степових і пустельних біотопів, північну межу її ареалу уявляли як умовну лінію у лісовій зоні за напрямком: Біловезька Пуща-Київ-Орел [138]. Це помилкове твердження було основане на публікаціях дослідників, більшість з яких не бачило перев'язку особисто, а лише транслювало сумнівні дані [2]. Тривалий час вважалось, що на Правобережжі вона зникла ще наприкінці XIX ст. [290, 387], але наступні події показали помилковість таких суджень. У 1983 р. у Кіровоградській області біля с. Анікеєво (Маловисківський р-н) знайшли мертву перев'язку, яку раніше тут ніхто не бачив. У 1987/89 рр. біля с. Федоро-Шулічино (Долинський р-н) було випадково впольовано одну особину цього виду та зареєстровано зустріч ще однієї тварини. Ці знахідки, свідчать про недостатність наших знань щодо поширення зазначеного виду. Але безперечно, чисельність перев'язки дуже скоротилась; поодинокі знахідки у Приазов'ї та у Донбасі [62, 63, 314, 231] свідчать про її

катастрофічне вимирання у межах південно-західної частини ареалу. Деяким дослідникам [357], незважаючи на певні зусилля, так і не вдалося виявити місця сучасного існування перев'язки у Причорномор'ї.

Ще й досі нез'ясованим залишається питання щодо перебування перев'язки в Криму. За давніми відомостями [306], цей вид тут був дуже рідкісним у степових районах, але упродовж більш ніж 100 років ніхто не зміг підтвердити його перебування достовірними матеріалами. У 1985 р. на півдні Керченського п-ова на території Високівського ліс-ва та у 1990 р. біля оз. Узунларське бачили тварину, яку ідентифікували як перев'язку [100]. У листопаді 1995 р. у Білогірському р-ні біля с. Зибіни під час полювання на лисицю собаки вигнали із скирти ще 1 особину цього виду. Зі слів мисливців, як величезну рідкість, у цих місцях перев'язку зустрічали і раніше [122]. Не спростовують, але і не наводять даних про її поширення дослідники кримської теріофауни А.І. Дулицький та М.М. Товпинець [186]. Тому сумніви щодо існування в Криму перев'язки залишаються, як, до речі, і надії...

На даний час найбільш оптимістично виглядає угруповання перев'язки в Донецько-Приазовських степах. У заповіднику “Стрільцівський степ” за 12 років спостережень тварину бачили тричі [62, 233]. Її також неодноразово реєстрували у заповіднику “Хомутовський степ” [401] та на схилах р. Сіверського Дінця. Нещодавно перебування перев'язки вдалося виявити у відділенні Луганського заповідника “Придінцівська заплава” і у заповіднику “Провальський степ”, де у 2001 р. мешкало близько 10 особин [233, 234]. Згідно неперевірених даних, перев'язка ще зустрічається у деяких районах Донецької та Луганської областей.

На даний час можна констатувати, що сучасне поширення перев'язки в Україні обмежене лише донецькими, луганськими і запорізькими степами (рис. Е.2); новітні знахідки її на Правобережжі поки що невідомі. Попри оптимістичні припущення деяких фахівців [231] про загальну чисельність перев'язки в південно-східній Україні на рівні 400–500 особин, навряд чи вона перевищує 300 особин на всій українській частині ареалу цього виду.

На відміну від попереднього виду, ареал степового тхора в Україні, порівняно зі станом 15-20-річної давнини [98] скоротився несуттєво. Зараз збереглося ще багато його осередків, але найбільше їх знаходиться в степовій зоні (рис. Е.3). Навіть в областях (Запорізька і Дніпропетровська), де вид був дуже чисельним [328, 330], замість значних локалітетів залишилися його дрібні осередки, розташовані на відстані 20-50 км один від одного. Поки що тхір тут зустрічається у кожному адміністративному районі, але перспектив для відродження його угруповань за сучасного ведення сільського господарства немає. Дещо краща ситуація спостерігається у Луганській і Харківській областях, але й тут відбувається швидке скорочення чисельності степового тхора. Так, у 70-х роках його щільність у заповіднику «Стрільцівський степ» становила 100-150 ос./1тис. га [3], у 1995 р. – 11.5, а у 1997/98 рр. – лише 1,9 [62]. В заповідниках «Провальський степ» та «Хомутовський степ» вид також має тенденцію до скорочення чисельності і зараз його щільність не перевищує 1 ос./1тис. га [232, 233], тоді як у 70-х роках вона сягала 80-100 [2].

Завжди високою була чисельність степового тхора у приморських районах і, особливо, у Чорноморському заповіднику [42]. Але, якщо у 70-х роках тут щільність становила 30-50 ос./1тис. га [2], то у 1992/98 рр. – всього 4-13, а зараз тут взагалі мешкає лише 15-20 особин [373]. Дуже знизилась чисельність тхора у сусідніх Олешківських пісках [357], хоча в першій половині ХХ ст. вона була значною – у 1924 р. тут заготовили біля 1 тис. смушків зазначеного хижака [424].

Скорочення розміру популяції степового тхора у південній Україні розпочалося давно, але особливу інтенсивність воно мало у 1953/60 рр. Це було пов'язане з залученням до землеробства залишків цілинних земель, а також з механізацією сільськогосподарського виробництва. Особливо негативний вплив на всіх степових тварин спричинили акції по боротьбі з гризунами. У 1951 р. лише на території Херсонської області було заготовлено 4888,41 тис. смушків сірого ховраха, а упродовж 1960/64 рр. у Херсонській, Донецькій, Миколаївській і Запорізькій разом взятих – 4097,5 тис. Під час проведення дератизаційних заходів та інтенсивного землеробського використання степових ландшафтів

загинуло багато дрібних кунячих хижаків, значно скоротилися їх кормові ресурси і були зруйновані основні біотопи.

У 70-х роках ХХ ст. фахівці оцінювали чисельність степового тхора в Україні у 30 тис. особин, які мешкали на площі у 341,25 млн. га. Найбільша щільність була зареєстрована на цілинних землях і перелогах (5-6 ос./1 тис. га), менша – на вигонах, толоках і пасовищах (3 ос./1 тис. га), ще менша – на суходільних сіножатах (1-1,2 ос./1 тис. га) і зовсім незначна – на ланах (0,05-0,06 ос./1 тис. га). У той же час в Україні площа цілинних ділянок, населених видом, становила 174 тис. га, вигонів і толок – 4553,8, сіножатей – 943,8, агроценозів – 335,6 млн. га [2]. Зараз лише в південних областях (без АР Крим), загальна площа яких становить понад 19,9 млн. га, 15,2 млн. га займають сільськогосподарські угіддя, а 12,8 млн. га (64,2%) з них – лани з дуже інтенсивним обробітком ґрунту. Площа цілинних ділянок, які є основними біотопами степового тхора, взагалі не піддається обліку через їх мізерні розміри і незначну кількість. Тому оцінити сучасну чисельність виду у межах країни просто нереально, але те що вона є дуже низькою – сумнівів не викликає. Отже, слід відмітити, що тхір степовий в Україні є рідкісним видом, а факторами, які найбільше спричинили скорочення його чисельності, є руйнація степових біотопів та скорочення чисельності ховрахів, які є основою харчування цього виду.

Ще гірша ситуація в Україні склалася з європейською норкою. На початку ХХ ст. вона мешкала у водоймах усіх природних зон, але ніде не досягала значної чисельності [2, 290, 387]. У степовому Лівобережжі зараз вона збереглась лише в басейні Сіверського Дінця, де є вкрай рідкісним видом. Достеменно відомо, що європейська норка мешкає в охоронній зоні заповідника «Стрільцівський степ» (n~10 особин) [62, 233]. У 80-х роках ХХ ст. її перебування відмічали на ставах біля смт. Станично-Луганське [393], де у незначній кількості вона мешкає і зараз.

У Нижньому Придніпров'ї європейська норка була порівняно чисельною до початку ХХ ст. Вона часто зустрічалася у заплавних озерах і являлась об'єктом

полювання [68]. Зокрема, у 1924 р. до заготівельного пункту м. Херсона надійшло 50 норкових смушків [424]. Зазначений вид також мешкав у Запорізькій області на р. Дніпрі (оз. Леніна, Каховське водосховище) та по деяких притоках [2]. У гирлі Дніпра норку відмічали, як типового, але нечисельного представника теріофауни [143]. Її рідкісні зустрічі відомі на території Чорноморського заповідника упродовж 1940/83 рр. [2, 371], хоча у анотованому списку ссавців заповідника вона чомусь не згадується [42]. Але треба визнати, що сучасна ситуація щодо поширення і чисельності європейської норки у пониззі Дніпра залишається невідомою. Ще у 1968, 1971/72, 1985/87 рр. ми регулярно зустрічали у дніпровських плавнях між селами Корсунка і Козачі Лагері американську норку. Вона з'явилася тут після 1959 р., коли цей вид стали вирощувати у звірогосподарстві біля м. Цюрупинська. Упродовж 1988/95 рр. чисельність норки тут збільшили з 6,9 тис. до 11,8 тис. особин – відповідно зросла і кількість втікачів, які сприяли формуванню нового осередку виду.

Зараз найбільш поширеною європейська норка є лише в дунайських плавнях, але й тут спостерігається негативна тенденція. Наприкінці ХХ ст. на території Дунайського біосферного заповідника та у його охоронній зоні було обліковано 390-550 особин. Більше частина угруповання мешкало у вторинній дельті та у водоймах Жебріянської гряди (200-300 особин), менше у Стенцівсько-Жебріянських плавнях (150-200) та на о-ві Єрмакова (40-50 тварин) [196]. Ці дані, на наш погляд, є дуже завищеними. Тому, що в 2000/01 рр., завдяки власних пошуків та опитування ондатроловів, вдалося підтвердити перебування виду лише в незначній кількості місць – на Кугурлуї, у водоймах його польдера біля сс. Ларжанка, Нова Некрасівка та на о-ві Татару (Ізмаїльський р-н Одеської обл.) за дуже низької чисельності. Менше її стало і в Стенцовсько-Жебріянських плавнях, де в 90-х роках під час ондатрового промислу добували 20-25 норок за рік. На жаль, у Придунав'ї на березі оз. Саф'ян тривалий час існувала ферма з розведення американської норки. Тому у регіоні сформувався її осередок, представники якого здатні створювати значну конкуренцію європейському виду.

У заплаві нижнього Дністра ще у 1980/83 рр. європейська норка була відносно рівномірно розподілена по всій дельті і її щільність сягала високих значень – 6-8 слідів на 1 км маршруту. Після 1984 р. угруповання стало неухильно скорочуватись; відносно довго чисельність залишалась високою лише в прилиманних озерах, а щільність становила 3-4 сліди /1 км, натомість у межиріччі Дністра і Турунчука вона скоротилась до 0,2. Насамперед це було пов'язано із висиханням майже на 90% цієї ділянки, тоді як умови існування виду у прилиманних озерах майже не змінилися [356]. За іншими даними, наприкінці ХХ ст. в урочищі “Дністровські плавні” чисельність норки була доволі високою, а щільність складала 0,5-1,0 особин/км [362]. На даний час, європейська норка ще зустрічається в заплаві ріки Дністер поблизу сіл Паланка (Молдова), Яски, Маяки (Біляївський р-н), але чисельність її продовжує скорочуватись. Якщо у 1987 р. основне ядро угруповання нараховувало близько 60 особин, то у 2000 р. тут було зареєстровано всього два виводки із загальною чисельністю не більше 10 тварин [356].

Процес скорочення ареалу і чисельності європейської норки почався давно і треба визнати, що дійсні причини цього явища до кінця нез'ясовані. В Україні це ними вважають: перетворення багатьох річок на каскади водосховищ, висушування боліт, вирубування заплавлених лісів тощо [2, 99, 110, 356]. Звичайно, європейська норка, як цінний хутровий звір, завжди була об'єктом спрямованого вилучення. Але в Україні її ресурси, на відміну від видри, не зазнавали надмірного використання. В 1927/28 рр. на заготівельні бази поступило 2300, у 1928/29 – 2298, а у 1947/59 рр. щорічно заготовляли 60-409 смушків норки. В степовій зоні більше всього тварин добували у 50-і роки на території Одеської області (18-137 шт.), Херсонської (4-55 шт.) та Луганської (5-47 шт.) [2]. Ситуація змінилася в 60-90-і роки ХХ ст., коли розвинувся промисел ондатри за допомогою капканів, що негативно вплинуло на ресурси європейської норки [99]. На жаль, у цей час широкого розвитку набув т. з. “чорний ринок” і багато смушків хутрових звірів реалізувалися нелегально. Зокрема, у 1950/60 рр. мисливцями Н.-Дніпровського звіропромгоспу на території Херсонської області

було видобуто біля 181 тис. особин ондатри, у 1961/66 рр. – 100,5 тис. У Миколаївській області у 1960/66 рр. вдалося заготовити майже 35 тис. смушків цієї тварини, а у Одеській лише в 1966 р. – 110 тис. (пік видобутку); із них в придунайських озерах і лиманах, основних місцях мешкання європейської норки, – 90 тис. шт. Але жодного шкірки європейської норки з зазначених областей в заготконтори не поступило. Між тим, за свідченням М.Є. Жмуда, у 1984/88 рр. на території Придунав'я майже кожен ондатролов щорічно відловлював 2-10 норок. Подібна ситуація існувала і в пониззі Дністра та в інших місцях, де також при видобутку ондатри вилучали певну кількість особин зазначеного виду.

Суттєвий негативний вплив на угруповання європейської норки створила її американська вікарна форма. В Україні безпосередня інтродукція американської норки ніколи не проводилася [319], але її розведенням займалося 18 звірорадгоспів та колгоспів, 21 господарство системи споживчої кооперації, окремі підприємства та приватні особи. Упродовж 1966/87 рр. поголів'я норки в країні збільшилося більше ніж у 6 разів і на 1987 р. становило 350 тис. особин [136]. Внаслідок великої кількості осередків її штучного вирощування, їх переважного розташування у заплавах річок та втечі певної кількості тварин, в багатьох місцях сформувалися дикі популяції зазначеного виду.

Експериментально було доведено, що при паруванні європейської і американської норки у запліднених самок вагітність закінчується резорбцією ембріонів і таким чином здійснюється репродуктивна ізоляція [396]. Окрім того, представники європейського виду виявилися малостійкими до таких захворювань, як хвороба Ауески, алеутська хвороба та інші, збудників яких було завезено з американською норкою [304].

Таким чином, на тлі низької чисельності європейської норки в Україні і в інших частинах ареалу, за щорічного поповнення втікачами із звірогосподарств і відповідного збагачення генотипу, більш крупна та плодюча, і більш конкурентноспроможна американська норка отримала велику перевагу над європейською формою. За розрахунками Г.М.Панова [321], зараз в наших водоймах мешкає 8-

10 тис. особин лише американської норки, акліматизація якої значно прискорила процес зникнення європейської.

На даний час південні популяції європейської норки мають реальні обриси лише у пониззі р. Дунаю, де мешкає біля 200 особин, у пригирловій ділянці р. Дністра та в басейні р. Сіверського Дінця. Найгірша ситуація склалася в басейні Дніпра, де знаходяться значні осередки американського виду, а біотопи зазнали найсуттєвішої трансформації.

Загалом, наприкінці 70-х років XX ст. чисельність європейської норки в країні становила 3-4 тис. особин, і основна кількість тварин мешкала у поліських районах [2]. На початку XXI ст. її максимальна величина становила 200-250 особин [321] або, за нашими даними, – 350-400, а найбільші угруповання виду збереглися в степовій зоні (рис. Д. 4). Залишається лише сподіватись, що деякі популяції європейської норки ще не втратили здатності до відродження. Об'єктивно цьому може сприяти також занепад ондатрового промислу та звірництва, ліквідація більшості ферм з розведення американської норки, неможливість підтримки генофонду та поповнення її популяцій втікачами.

8.2.2. Заходи щодо відновлення угруповань деяких рідкісних ссавців.

Упродовж XX ст. сталися певні зміни у фауні ссавців України та були проведені дослідження, що розширили наші знання про стан популяцій окремих видів [62, 63, 106, 107, 232, 233]. Окрім того, було прийнято ряд важливих законів щодо охорони та використання ресурсів тваринного світу [199, 200]. Це викликало необхідність відповідного корегування списків мисливських і рідкісних ссавців та перегляді охоронного статусу останніх:

- У зв'язку з швидким скороченням кількості осередків мешкання перев'язки, степового тхора, європейської норки та їх чисельності, доцільно змінити у Червоній книзі України статус цих ссавців з вразливих видів (II категорія) на статус зникаючих (I категорія). Враховуючи, що перев'язці загрожує зникнення не лише у нашій державі, а взагалі у межах видового ареалу, слід внести пропозицію до МСОП про включення виду *перегузня (перев'язка)*

звичайна (*Vormela peregusna* Güld.) або її південноросійського підвиду (*V. p. peregusna* Güld.) до міжнародної Червоної книги.

- Включити корсака до Червоної книги України зі статусом рідкісного виду (II категорія), щоби юридично захистити тварин цього виду, насамперед, від негативного впливу полювання.

- Розширення європейської частини ареалу звичайного шакала та поява виду в Україні (рис. Д.1) потребує виказання науковою громадськістю свого відношення до нього. Враховуючи, що експансія цього ссавця посилюється [124], а у місцях аборигенного мешкання шакал є традиційним об'єктом полювання і навіть винищення [142, 308], його бажано включити до мисливських видів української теріофауни.

- Натомість звичайний борсук та видра були включені до Червоної книги України без урахування сучасної вітчизняної ситуації, як імітація негативної тенденції у країнах Західної Європи. Наприкінці XX ст. ареали цих видів дуже розширилися за рахунок самостійного заселення тваринами багатьох районів у степовій зоні, а чисельність суттєво зросла. Навіть за даними державної статистики, на 2001 р. загальна чисельність борсука в Україні склала 24242, а видри – 8777 особин. Але вони також не відповідають дійсності і дуже занижені – за нашими підрахунками зараз лише у степовій зоні континентальної України, де умови для існування зазначених ссавців найменш сприятливі, мешкає щонайменше 5-7 тис. борсуків та 2,5-3 тис. видр. То ж в інших природних зонах чисельність цих видів значно більша, ніж свідчать відомчі матеріали. Враховуючи сучасну ситуацію, борсуку слід повернути статус мисливського виду, дозволивши обмежене використання його ресурсів за спеціальними ліцензіями. Для прикладу, в нашій країні полювання на плямистого оленя відбувається за чисельності в 2,9 тис. особин, а на благородного – в 12,7 тис.

Але взагалі до цього часу на території України ресурси борсука і видри залишаються остаточно невизначеними. Мисливським організаціям, які не можуть їх експлуатувати, немає сенсу витратити фінанси на організацію спеціального обліку цих видів та їх охорону, а інспекції Мінекобезпеки не мають

відповідних повноважень і кадрів для виконання такої роботи. Фактично веденням моніторингу популяцій рідкісних ссавців та їх ефективною охороною, окрім зубра, рисі та ведмеда, на державному рівні ніхто не займається. Взагалі чисельність більшості тварин, яких занесено до Червоної книги України, залишається нам невідомою. Слід зауважити, що зусилля окремих фахівців, що вивчають екологію рідкісних видів з власної ініціативи, не вирішують проблему їх збереження і не можуть надати громадськості вичерпної інформації про поширення та чисельність. Тому нами була запропонована ідея створення нових законодавчих ініціатив, які б закріпили ведення охорони та моніторингу популяцій рідкісних видів за органами системи Міністерства екології та природних ресурсів України [123].

Звичайно, що охорона та відновлення угруповань рідкісних видів неможливі без збирання інформації про їх поширення, чисельність, стан біотопів тощо. То ж, з метою наведення порядку у цій справі, запропоновано ряд заходів:

а) на державному рівні –

- приділити спеціальну увагу відновленню зональних ландшафтів і, зокрема степів, що допоможе зберегти біологічне різноманіття у межах України;
- збільшити площу степових заповідників, їх буферних зон та створити нові природоохоронні території для захисту рідкісних видів;
- дуже цікавими видаються пропозиції, щодо формування екологічної мережі природоохоронних комплексів, з'єднаних смугами типових зональних біотопів [310];
- слід використати досвід Талліннського зоопарку [283] та розплідника при Біологічному інституті Сибірського відділення РАН щодо створення бази збереження генофонду європейської норки, перев'язки та інших рідкісних видів [397];
- технологія розведення європейської норки нічим не відрізняється від американської і є перевіреною на практиці [296]. То ж бажано залучити до розведення аборигенної форми у неволі та інших рідкісних хижих ссавців

фахівців зоопарків України, а також сприяти фінансуванню цієї акції за допомогою певних міжнародних фондів та державних організацій;

- за успішного розведення перев'язки та європейської норки в неволі, зробити спробу її реакліматизації в обмеженій кількості найбільш якісних угідь, з попереднім глибоким науковим обґрунтуванням доцільності такої акції на той час та передбаченням можливих популяційних та еволюційних наслідків;

б) на обласному рівні –

- посилити контроль за відновленням водоохоронних зон і приведенням їх розміру у відповідності до Земельного Кодексу України (2001), що буде сприяти поліпшенню умов існування рідкісних ссавців та інших видів;
- при обласних інспекціях Мінекології України створити спеціальні регіональні робочі групи для моніторингу вцілілих популяцій всіх рідкісних видів ссавців з наступним їх фінансуванням за рахунок обласних екологічних фондів;
- на першому етапі зусиллями мисливських організацій слід провести, насамперед, Всеукраїнський облік європейської норки, видри та горностая, які мешкають у спільних біотопах, забезпечивши його фінансування екологічними фондами;
- за відсутності аборигенної форми, запровадити інтенсивне полювання на американську норку. У місцях їх сумісного мешкання бажано організувати відлов тварин спеціальними пастками для диференційованого вилову особин американського виду. Причому здійснювати такі акції слід дозволити обмеженому колу фахівців за участю представників регіональних інспекцій Державного управління Міністерства екології та природних ресурсів України;

в) на місцевому рівні –

- у місцях мешкання європейської норки виключити щонайменшу можливість видобутку ондатри дуговими капканами, використання яких взагалі заборонено Бернською Конвенцією (1979) та іншими угодами;
- сприяти ширшому запровадженню біологічних методів для захисту сільсько-господарських рослин від шкідників;

- залучати до збирання відомостей про поширення рідкісних видів громадськість, особливо школярів та студентів, використовуючи засоби масової інформації.

Більшість рідкісних видів ссавців, що нещодавно були об'єктами полювання, являється спеціалізованими стенотопними хижаками. Серед них вирізняються степняки (перев'язка, степовий тхір, корсак) та ссавці водно-болотного комплексу (видра, європейська норка, горностай). То ж зменшення тиску на середовище їх існування, поліпшення його характеристик в процесі використання більш сучасних технологій вирощування сільськогосподарських культур та їх захисту від шкідників, збереження степових біотопів від розорювання, водно-болотних угідь від меліорації тощо – вже є позитивним кроком для відновлення угруповань рідкісних ссавців у південних районах України.

Дані пропозиції були схвалені фахівцями на Міжнародних Школах-семінарах теріологів природно-заповідних територій та біологічних стаціонарів (Львів–Івано-Франкове, 2002; Сімферополь-Проходне, 2003) і відтворені у відповідних резолюціях.

ВИСНОВКИ

1. Упродовж XX ст. число великих ссавців у південних районах України зросло з 20 до 32 видів. Це відбулося за рахунок природного, а також штучного розселення тварин у різних частинах їх ареалу та спеціальних заходів з охорони. Його наслідками стали: а) розширення ареалу козулі, кабана, видри, борсука, лісової куниці, бабака, а також створення островних популяцій благородного і плямистого оленів, лані, муфлона та білки; б) формування угруповань лося та шакала; в) освоєння ондатрою всіх придатних водно-болотних біотопів, відновлення поселень бобра та непередбачене розселення американської норки.

2. Створення значних масивів сільськогосподарських культур, мережі лісонасаджень порушило монотонність ландшафтів степової зони та сприяло поліпшенню умов існування копитних ссавців та деяких хижих (борсук, лісова куниця). На півдні всі вони віддають перевагу лісовим біотопам, розташування яких визначає сучасне просторове розміщення їхніх угруповань.

3. Наприкінці XX ст. відносно монолітна структура ареалів перетворилася на значну кількість дрібних осередків, відокремлених просторами малоприсаєднаних біотопів. Це ускладнило існування спеціалізованих видів (горностай, степовий тхір, перегузня, хохуля, європейська норка, лісовий кіт), призвело до втрати їх угрупованнями екологічної стійкості, скорочення чисельності та ареалів.

4. Деякі аборигенні ссавці (заєць-русак, лисиця, вовк, бабак) виявили велику здатність до існування у зміненому середовищі, обираючи для мешкання у певні фази біологічного циклу агроценози, а кам'яна куниця взагалі стала домінуючим видом хижих ссавців у населених пунктах.

5. За високої відтворювальної здатності, південні популяції великих ссавців відзначаються дуже низькими показниками приросту чисельності, що є наслідком загибелі великої кількості тварин у антропогенному ландшафті. У XX ст. найсуттєвішим фактором смертності для багатьох з них стало полювання, яке визначає стан ресурсів і динаміку чисельності більшості угруповань. Лише в деякі роки на неї суттєво впливають погодні умови, що найбільш яскраво проявляється в популяціях зайця-русака. Для копитних велике значення має не лише розмір вилучення тварин, а й тиск на окремі статеві-вікові групи. Це потребує вдосконалення системи управління їх ресурсами та прийняття відповідних законодавчих рішень.

6. У XX ст. на півдні чисельність великих ссавців стала дуже залежати від впливу господарської діяльності людини на біотопи. Упродовж нетривалого часу тут сформувалася штучна ритміка стану захисних і кормових умов, яка обумовлена технологією вирощування сільськогосподарських культур. Після збирання врожаю на значній площі середовище існування руйнується, а після сівби – відновлюється. Зазначена пульсація призводить до переселення великої кількості тварин у стислі терміни і супроводжується зростанням їх смертності, що знижує ефективність відтворювання популяцій.

7. Завдяки інтродукції великої кількості диких кабанів усурійського підвиду під час депресії аборигенних популяцій, на півдні України відбулася трансформація їх фено- і генотипу. Наслідком цього стала краніологічна подібність угруповань, розташованих на великій відстані одне від одного, обумовленої спільністю походження.

8. Для південних угруповань козулі характерна невиразна дивергенція за краніологічними ознаками, що є наслідком тривалого існування виду за дуже одноманітних природних умов на значному просторі. Лише в гірському Криму, де аборигенна популяція козулі розвивалась без впливу континентальних мігрантів, спостерігається її

морфологічна відмінність і фенетична своєрідність.

9. Аборигенні ссавці (заєць-русак, вовк, лисиця) на півдні представлені дрібними формами, що за високого температурного градієнту має важливе адаптаційне значення. Натомість інтродуковані види у нових умовах досягли розміру предків, а деякі перевершили їх. У єнотоподібного собаки скоротилася тривалість зимової сплячки та розширилися трофічні можливості за рахунок кормів антропогенного походження. Наслідком цього стала соматична акселерація, яка проявилася у збільшенні довжини тіла порівняно з вихідною формою.

10. Помітне скорочення чисельності мисливських рослиноїдних ссавців наприкінці ХХ ст. не пов'язане з циклічністю природних процесів, а є наслідком неефективного управління їхніми ресурсами. За даних умов популяційні механізми не в змозі виправити структурні зміни та компенсувати втрати від надмірного вилучення тварин, тому деградація угруповань великих ссавців посилюється. Цьому сприяє висока чисельність вовка, хижацтво якого, за низької щільності альтернативних жертв, створює значний тиск на популяції копитних та зайця-русака.

11. Макротеріофауна Південної України відзначається нестабільністю, за якої спостерігається зникнення у багатьох місцях спеціалізованих степових ссавців, пульсація ареалів аборигенних та інтродукованих лісостепових видів. Значна динамічність характерна і для популяційних процесів, що виражається у великій амплітуді коливань чисельності, а також просторової та статеві-вікової структури популяцій. Це обумовлено суттєвим тиском антропогенного чинника на ресурси великих ссавців та середовище їх існування, а також значною частотою і різноякісністю природних аномалій.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абатуров Б. Д. Параметры качества корма как показатели обеспеченности пищей и устойчивости популяций растительноядных млекопитающих // Тез. докл. 6 съезда Российского териол. об-ва. – М. – 1999. – С. 3.
2. Абеленцев В.І. Куницеви // Фауна України. Ссавці. – К.: Наукова думка, 1968. – Т. 1. – Вип. 3. – 280 с.
3. 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. – К. – 1973. – С. 25-28.
4. Абеленцев В.И., Шевченко Л.С. Научные основы восстановления запасов зайца-русака на Украине и их эксплуатация // Вестн. зоол. – 1975. – № 5. – С. 17-21.
5. Аверин В.Г. Отчёт о 1-й Всеукраинской выставке охоты и рыболовства 22-29 июля 1923 года в г. Харькове // Охота и рыболовство. – 1923. – № 5-6. – С. 9 - 24.
6. Аверин В.Г. Хорек-перевязка (*Vormela sarmatica* Pall. s. *pergusna* Güld.) и наши сведения о ней // Природа и охота на Украине. – 1924. – № 1-2. – С. 155 -158.
7. Аверин В.Г. Перспективы развития охотничьего хозяйства на Украине // Укр. мисливець та рибалка. – 1927. – № 11. – С. 23-30.
8. Аверин В.Г. Про перев'язку або рябого тхора (*Vormela peregusna* Guld.) // Укр. мисливець та рибалка. – 1928. – № 11-12. – С. 33-35.
9. Аверин Вс. Г. Аскания-Нова // Охота и рыболовство. – 1923. – № 5-6. – С. 31-53.
10. Аверин Ю.В. Главнейшие изменения в видовом составе фауны млекопитающих и птиц Молдавии в XVII-XX столетиях // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1960. – Т. 65. – Вып 2. – С. 5-12.
11. Аверин Ю.В., Лозан М.Н., Мунтяну А.И., Успенский Г.А. Млекопитающие. Животный мир Молдавии. – Кишинёв: Штиинца, 1979. – 188 с.
12. Аверина С. К экологии и численности енотовидной собаки в Европейской части СССР // Тез. докл. 3 всесоюз. семинара-совещ. по акклим. и

- реакклиматизации охотн. животных. – Минск. – 1978. – С. 192-194.
13. Айала Ф. Х. Механизмы эволюции // Эволюция. – М.: Мир, 1981. – С. 35-65.
 14. Алеева Л.В., Галака Б.А., Федоренко А.П., Шевченко Л.С. О влиянии ядохимикатов на размножение зайца-русака (*Lepus europaeus* Pallas) // Вестн. зоол. – 1972. – № 2. – С. 58-60.
 15. Алексеева Л.И. Особенности териокомплекса последнего межледникового Русской равнины // Млекопитающие Восточной Европы в антропогене: Тр. зоол. ин-та АН СССР. – Л.: Изд-во ЗИН АН СССР. – 1980. – Т. 3. – С. 68-74.
 16. Алмэшан Х.А. Процесс акклиматизации и формирования ареала некоторых промысловых зверей Социалистической Республики Румынии // Тез. докл. 4 межвуз. зоогеограф. конфер. – Одесса. – 1966. – С. 16-18.
 17. Алтухов Ю.П. Генетические проблемы в популяциях. – М.: Наука. – 1983. – 279 с.
 18. Алфераки С.В. К фауне позвоночных Восточного Приазовья // Семья охотников. – 1910. – № 4. – С. 91-95; – № 5. – С. 123-128.
 19. Аридов Е.Н. Современное состояние гавриловской популяции оленя благородного и перспективы хозяйственного использования // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.- производ. конфер. – К. – 1973. – С. 134-135.
 20. Арнольди К.В. О теории ареала в связи с экологией и происхождением видовых популяций // Зоол. журн. – 1957. – Т. 36. – Вып. 11. – С. 1609-1629.
 21. Архипчук В.А. Особенности постнатального роста зайца-русака (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) // Морфологические особенности позвоночных животных Украины: Сб. науч. трудов. – К.: Наук. думка. – 1983. – С. 5-11.
 22. Байдавлетов Р.Ж. Радиомечение лосей (*Alces alces* L.) в Казахстане // Тез. докл. 6-го съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 1999. – С. 16.
 23. Бакеев Ю.Н., Костоглод В.Е. Причины и особенности вспышки численности кабана в Краснодарском крае в 1973-1974 гг. // Копытные фауны СССР: Тез.

- докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 37-38.
24. Бакеев Ю.Н. Изменение численности енотовидной собаки в горных лесах Краснодарского края // Тез. докл. 3 всесоюз. семинара-совещ. по акклим. и реакклиматизации охотн. животных. – Минск. – 1978. – С. 127.
 25. Бальчаускас Л.П. Использование территории древесноядными копытными: модель зависимости агрегированности от плотности населения // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. науч. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 6-8.
 26. Банников А.Г., Лебедева Л.С. О популяции оленей острова Бирючий // Экология. – 1972. – № 4. – С. 58-62.
 27. Барабаш М.Б. Современные изменения климата // Природа Украинской ССР. Климат. – К.: Наук. думка. – 1984. – С. 160-169.
 28. Барабаш І. І. Нарис фавни степової Наддніпрянщини (колишньої Катеринославщини). – Харків: Держвидав України, 1928. – 138 с.
 29. Барабаш-Никифоров И.И. Звери юго-восточной части Черноземного Центра. – Воронеж: Воронеж. книж. изд-во, 1957. – 370 с.
 30. Барабаш-Никифоров И.И. Особенности границ ареалов некоторых видов позвоночных животных по наблюдениям на территории Среднего Подонья // Матер. к совещ. по вопросам зоогеографии суши. – Львов: Изд-во Львов. ун-та. – 1957. – С. 7.
 31. Бараташвили Т. Шакал в Грузии // Охота и охот. хоз-во. – 1979. – № 6. – С. 14-15.
 32. Бартенев А.Н. К теории ареалов и границ в зоогеографии // Учен. зап. Казах. гос. ун-та. – Алма-Ата. – 1938. – Т. 1. – С. 29-37.
 33. Барышников Г.Ф., Каспаров А.К., Тихонов А.Н. Позднеплейстоценовая сайга Крыма // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. всесоюз. науч. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 303-304.
 34. Бачинський Г.О., Дублянський В.М. Нові знахідки викопних хребетних в

- глибинних карстових порожнинах гірського Криму // Екологія та історія хребетних фауни України. – К. – 1966. – С. 110-117.
35. Бачинский Г.А., Дублянский В.Н. О времени и палеогеографической обстановке образования карстовых полостей Крыма // Природная фауна и обстановка прошлого. – К. – 1968. – Вып. 4. – С. 79-101.
 36. Беклемишев В. Н. Пространственная и функциональная структура популяций // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1960. – Т. 65. – Вып. 2. – С. 11-50.
 37. Белан Н.Г. Позднеплейстоценовые копытные Среднего Поднепровья // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 306-307.
 38. Белова О.П. Роль содержания белка кормов в результативности размножения и выживаемости зайца-русака // Тез. докл. 5 съезда всесоюз. териол. об-ва АН СССР. – М. – 1990. – Т. 2. – С. 8-9.
 39. Бельгард А.Л. Степное лесоведение. М.: Лесн. пром-ть, 1971. – 336 с.
 40. Берестенников Д.С. Олень пятнистый в Черноморском заповеднике // Вестн. зоол. – 1968. – № 1. – С. 30-36.
 41. Берестенников Д.С. Речной бобр в низовьях Днепра // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.- производ. конфер. – К. – 1973. – С. 141-142.
 42. Берестенников Д.С. Млекопитающие Черноморского заповедника // Вестн. зоол. – 1977. – № 2. – С. 12-17.
 43. Берри Р. Дж. Изменчивость у млекопитающих. Основные концепции и проблемы // Успехи современной териологии. – М.: Наука. – 1977. – С. 5-25.
 44. Бибиков Д. И. Распределение, численность и значение волка в СССР // Охрана природы и рац. использования диких животных. – М. – 1974. – Т. 72. – С. 115-119.
 45. Бібікова В.І. Фауна Ольвії та її периферії за матеріалами розкопок 1935-1948 рр. // Археолог. пам'ятки України. – К. – 1958. – Т. 7. – С. 143-155.

46. Бибикова В.И. Из истории голоценовой фауны позвоночных животных в Восточной Европе // Природная фауна и обстановка прошлого. – К. – 1963. – Вып. 1. – С. 119-146.
47. Бибикова В.И. Костные остатки льва из энеолетических поселений Северо-Западного Причерноморья // Вестн. зоол. – 1973. – № 1. – С. 57-63.
48. Бибикова В.И. О смене некоторых компонентов фауны копытных на Украине в голоцене // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1975. – Т. 80. – Вып. 6. – С. 67-72.
49. Бибикова В.И., Белан Н.Г. К истории охотничьего промысла на Украине // Вестн. зоол. – 1983. – № 6. – С. 16-20.
50. Бибикова В.И., Старкин А.В. Остатки сайгака позднеплейстоценового возраста из раскопок стоянки Анетовка II (Украина) // Вестн. зоол. – 1985. – № 5. – С. 47-51.
51. Благодатний В.І., Виноградова Т.І. Соціально-екологічна природа землекористування в зоні інтенсивного зрошення України // Вісн. аграр. науки Причорномор'я. – Миколаїв. – 2001. – Вип. 3 (12). – Т. 2. – С. 200-206.
52. Блузма П.П. Морфология черепа литовской косули (*Capreolus capreolus*) // Зоол. журн. – 1974. – Т. 53. – Вып. 2. – С. 263-271.
53. Блузма П.П. Динамика численности и плотность косули в Литовской ССР // Тр. 2 всесоюз. совещ. по млекопитающим. – М. – 1975. – С. 123-124.
54. Божко Г. К., Гришок Л. П., Синицин А. Ю. Бешенство диких животных. – К.: Урожай, 1981. – 64 с.
55. Болденков С., Крайнев Е., Галака Б. О разведении зайца-русака в сельскохозяйственных угодьях Украины // Охота и охот. хоз-во. – 1971. – № 5. – С. 23.
56. Болденков С.В. Динамика численности и некоторые данные о добыче лося в Украинской ССР // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.-производ. конфер. – К. – 1973. – С. 147-149.
57. Болденков С., Крайнев Е. Копытные на Украине // Охота и охот. хоз-во. –

1975. – № 7. – С. 9.
58. Болденков С.В. Современное состояние поголовья лося в Украинской ССР // Тр. 2 всесоюз. совещ. по млекопитающим. – М. – 1975. – С. 324-325.
 59. Болденков С., Крайнев Е. Расселение охотничьих животных на Украине // Тез. докл. 3 всесоюз. семинара-совещ. по акклиматиз. и реакклимат. охот. животных. – Минск. – 1978. – С. 19-20.
 60. Борисенков Е.П., Пасецкий В.М. Экстремальные природные явления в русских летописях XI-XVII вв. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 240 с.
 61. Борисов А.А. Климаты СССР. – М.: Просвещение, 1967. – 296 с.
 62. Боровик Е.Н. Численность редких и охраняемых видов млекопитающих в заповедном массиве “Стрельцовская степь” // Вестн. зоол. – 1999. – № 4-5. – С. 80.
 63. Боровик Е.Н. Корсак *Vulpes corsak* (Carnivora, Canidae) на территории Украины // Вестн. зоол. – 2002. – № 36 (2). – С. 96-96.
 64. Ботько М. Охотники и фауна нашего района // Укр. мислив. та рибалка. – 1928. – № 1. – С. 16-17.
 65. Браунер А. Млекопитающие Бессарабской, Херсонской и Таврической губерний. Лисица // Зап. Новорос. Об-ва Естествознания. – Одесса: Коммерческая типография. – 1914. – Вып. 1. – С. 10-36.
 66. Браунер А. А. К какому виду принадлежат косули Южной России и Крыма // Зап. Крым. об-ва естествоиспытателей. – Одесса. – 1915. – Вып. 5. – С. 112-114.
 67. Браунер А. А. Животноводство. – Одесса: Всеукр. гос. издат, 1922. – 344 с.
 68. Браунер А. А. Сельскохозяйственная зоология. – Одесса: Госиздат, 1923. – 435 с.
 69. Браунер А.А. Про сибірську козулю // Укр. мислив. та рибалка. – 1928. – № 10. – С. 33.
 70. Браунер А.А. По приморским и песчаным заповедникам Украины // Укр. мислив. та рибалка. – 1929. – № 8. – С. 9-12.

71. Браунер А.А. Муфлон в Аскания-Нова // Гибридизация и акклиматизация животных. – М. – 1935. – Т. 2. – С. 42-44.
72. Бромлей Г.Ф. Уссурийский кабан *Sus scrofa ussuricus* Heude, 1888. – М.: Наука, 1964. – 106 с.
73. Буневич А.Н., Дацкевич В.А. Стациональное размещение и питание енотовидной собаки в Беловежской Пуще // Заповедники Белоруссии. – Минск: Ураджай. – 1985. – Вып. 9. – С. 114-120.
74. Буневич А.Н. Питание лисицы в Беловежской Пуще и её охранной зоне // Заповедники Белоруссии. – Минск: Ураджай. – 1986. – Вып. 10. – С. 94-102.
75. Вадковский В.В. Анализ состояния волка в Белоруссии и регулирования его численности // Пути и методы рац. эксплуатации и повышения продуктивности охот. угодий: Тез. всесоюз. науч. конфер. – М. – 1978. – С. 40-41.
76. Вальтер Г. Общая геоботаника. – М.: Мир, 1982. – 264 с.
77. Вальх Б. С. Выхухоль в Серебрянском лесном массиве Артёмовского округа // Укр. мислив. та рибалка. – 1928. – № 4. – С. 19-21.
78. Варшавский С.Н. Возраст поселений малого суслика в различных ландшафтных зонах в связи с расчленением и историей ареала вида // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1963. – Т. 68. – Вып. 5. – С. 3-14.
79. Васильев А.Г. Эпигенетические основы фенетики // Фенетика природных популяций: Матер. 4 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1990. – С. 38-41.
80. Великохатько. Дикі свині на Білоцерківщині // Укр. мислив. та рибалка. – 1929. – № 5. – С. 19.
81. Верещагин Н.К. Млекопитающие Кавказа. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1959. – 704 с.
82. Верещагин Н.К. Видовой состав и ареалы копытных четвертичного периода // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 7-9.
83. Верещагин Н.К. Палеогеография и палеоэкология зверей мамонтовой фауны в четвертичном периоде Северной Евразии // Сб. науч. тр. по общ. и регион.

- териографии. – М.: Наука. – 1988. – С. 19-32.
84. Верещагин Н.К., Барышников Г.Ф. Ареалы копытных фауны СССР в антропогене // Млекопитающие Восточной Европы в антропогене: Тр. зоол. ин-та АН СССР. – Т. 93. – Л.: Изд-во ЗИН АН СССР. – 1980. – С. 3-25.
 85. Верещагин Н.К., Барышников Г.Ф. Млекопитающие предгорного северного Крыма в эпоху палеолита // Млекопитающие Восточной Европы в антропогене: Тр. зоол. ин-та АН СССР. – Л.: Изд-во ЗИН АН СССР. – 1980. – Т. 93. – С. 26-49.
 86. Верещагин Н.К., Русаков О.С. Копытные северо-запада СССР. – Л.: Наука, 1979. – 308 с.
 87. Винокур И.С., Хотюн Г.М. Скифський амулет // Археологія. – К. – 1965. – № 38. – С. 63.
 88. Витович О.А. Расширение ареала шакала на западном Кавказе // Матер. всесоюз. совещ. по эколог. основам охраны и рац. использования хищн. млекопитающих. – М. – 1979. – С.146-147.
 89. Воейков А.И. Воздействие человека на природу // Воздействие человека на природу. – М.: Изд-во АН СССР. – 1963. – С. 38-86 с.
 90. Воинственский М.А., Кистяковский А.Б., Пархоменко В.В., Салганский А.А., Сокур И.Т. Итоги и перспективы акклиматизации охотничье-промысловых животных на Украине // Акклиматизация животных в СССР. – Алма-Ата: Изд-во АН Казахской ССР. – 1963. – С. 70-76.
 91. Волох А.М. Речной бобр Среднего Приднепровья и перспективы его хозяйственного использования: Автореф. дис...к-та биол. наук: 03.00.08 / Ин-т зоологии АН УССР. – К., 1979. – 24 с.
 92. Волох А.М., Кухленко С.И. Влияние спортивной охоты на популяцию зайца-русака в южных районах Украины // Пробл. региональ. экологии животных в цикле зоол. дисциплин педвуза: Тез. докл. 3 всесоюз. конфер. зоологов педвузов – Витебск. – 1984. – Ч. 1. – С. 47-48.
 93. Волох А.М. Фауна Запорожья в IX-XI ст. по материалам раскопок

- славянского поселения на острове Хортица // Перспек. и ретроспектива зоогеогр. суши: Тез. докл. 8 всесоюз. зоогеограф. совещ. – Л. – 1985. – С. 24-26.
94. Волох А.М., Архипчук В.А., Гулай В.И., Евтушевский Н.Н., Шевченко Л.С. Особенности динамики численности зайца-русака на территории УССР // Изучение териофауны Украины, её рац. использ. и охрана. – К.: Наук. думка. – 1988. – С. 19-34.
95. Волох А.М. Особенности формирования южной границы современного ареала европейской косули на Украине // Тез. докл. 5 съезда всесоюз. териол. об-ва АН СССР. – М. – 1990. – Т. 1. – С. 122-123.
96. Волох А.М. Некоторые аспекты социальной организации лося в маргинальной популяции на юго-западе СССР // Тез. докл. 3 междунар. симпоз. по лосю. – Сыктывкар: Изд-во УрО АН СССР. – 1990. – С. 100.
97. Волох А.М. Циклические флуктуации зайца-русака в Карпатах // Фауна східних Карпат: сучас. стан і охорона: Матер. міжнар. наук. конфер. – Ужгород. – 1993. – С. 53-55.
98. Волох А.М. Тхір степовий // Червона Книга України. (Тваринний світ). – К.: Українська енциклопедія. – 1994. – С.404.
99. Волох А.М., Роженко М.В. Норка європейська // Червона Книга України. (Тваринний світ). – К.: Українська енциклопедія. – 1994. – С. 405.
100. Волох А.М. Перев`язка звичайна // Червона Книга України. (Тваринний світ). – К.: Українська енциклопедія. – 1994. – С. 406.
101. Волох А.М. Разведение редких непарнокопытных на Украине // Редкие виды млекопитающих России и сопредельных территорий: Тез. докл. междунар. науч. совещ. – М. – 1997. – С. 20.
102. Волох А.М. Заметки о фауне млекопитающих окрестностей Енисейского озера на Гыданском полуострове // Охрана природы Арктики: Тез. докл. междунар. симпоз. памяти В. Баренца. – М. – 1998. – С. 152.
103. Волох А.М. Динамика стадности косули на южном пределе ареала в степной

- зоне України // Исслед. многообраз. живот. мира: Тр. зоомузея Одес. гос. ун-та. – Т. 3. – Одесса: Астропринт. – 1998. – С. 138-141.
104. Волох А.М. Половые различия морфологических признаков у зайца-русака в Приазовье // Актуаль. питання збереж. і відновлення степ. екосистем: Матер. міжнар. наук. конфер. – Асканія-Нова. – 1998. – С. 250-252.
 105. Волох А.М., Роженко Н.В. Биотопическое распределение енотовидной собаки в степной зоне Украины // Актуаль. питання збереж. і відновлення степ. екосистем: Матер. міжнар. наук. конфер. – Асканія-Нова. – 1998. – С. 252-254.
 106. Волох А.М. Краткий очерк истории формирования современной фауны охотничьих зверей в южных районах Украины // Проблемы изучения фауны юга Украины: Сб. науч. статей. – Одесса: Астропринт. – 1999. – С. 34-49.
 107. Волох А.М. Изменение фауны охотничьих зверей днестровской дельты в течение XX столетия // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. междунар. науч. конфер. – Кишинёв. – 1999. – С. 43-45.
 108. Волох А.М. Птицы в рационе дикого кабана // Птицы Азово-Черноморского региона на рубеже тысячелетий: Матер. междунар. науч. совещ. – Одесса: Астропринт. – 2000. – С. 80.
 109. Волох А. Значення карпатських лісів як сучасного рефугіума великих ссавців у Європі // Великі ссавці Карпат: Матер. міжнар. екол. конфер. – Івано-Франківськ. – 2000. – С. 21-24.
 110. Волох А.М. Нарис про ссавців Придунав'я і особливості менеджменту їхніх ресурсів // Запов. справа. – Т. 6. – Вип. 1-2. – 2000. – С. 28-35.
 111. Волох А.М. Влияние интродукции на формирование полиморфного генотипа диких кабанов на Украине // Структура і функц. роль тварин. населення в природ. і трансформ. екосистемах: Тез. доп. 1 міжнар. наук. конфер. – Дніпропетровськ. – 2001. – С. 124-125.
 112. Волох А.М., Ткачук Ю.Б. Значение карпатских млекопитающих в формировании популяций некоторых видов в Причерноморье // Геоэкол. и

- биоэкол. пробл. Сев. Причерноморья: Тез. докл. междунар. науч. конфер. – Тирасполь. – 2001. – С. 60 - 61.
113. Волох А.М. Полувольное содержание и выращивание диких копытных с целью повышения экономической эффективности животноводства // Вісн. аграр. науки Причорномор'я. – Миколаїв. – 2001. – Вип. 3 (12). – Т. 2. – С. 393-400.
 114. Волох А.М., Роженко М.В. Экстерьерные особенности енотовидной собаки из Причерноморья // Материалы по изучению животного мира: Тр. зоомузея Одес. гос. ун-та. – Одесса: Астропринт. – 2002. – Т. 4. – С. 116 -121.
 115. Волох А.М. Роль міграції ондатри в формуванні приазовського осередку її ареалу // Вісн. Луган. пед. ун-ту. Біол. науки. – Луганськ: Альма матер. – 2002. – № 1 (45). – С. 36–40.
 116. Волох А.М. Міграції кабана та їхня роль у формуванні південних маргінальних популяцій в Україні // Вопросы биоиндикации и экологии. – Запорожье: Изд-во Запор. гос. ун-та. – 2002. – Вып. 7. – № 2-3. – С. 203-210.
 117. Волох А.М. Динаміка краніологічних показників європейської козулі на південній межі поширення в Україні // Вісн. Запорізь. держ. ун-ту. Фіз.-матем. та біол. науки. – Запоріжжя: Вид-во Запорізь. держ. ун-ту. – 2002. – № 2. – С. 117-122.
 118. Волох А.М. Некоторые экологические характеристики южной маргинальной популяции дикого кабана в Украине // Зоол. журн. – М. – 2002. – № 12. – С. 1506-1514.
 119. Волох А.М. Екологічна регуляція чисельності лося у південній частині України // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – Львів: Вид-во Львів. нац. ун-ту. – 2002. – № 30. – С. 49-54.
 120. Волох А.М. Структура популяции дикого кабана (*Sus scrofa*) в степной Украине // Вестн. зоол. – К. – 2002. – Т. 36. – № 6. – С. 51-56.
 121. Волох А.М. Использование фенетических маркёров в исследованиях миграций дикого кабана // Тез. докл. 7 съезда териол. об-ва Российской АН. – М.

- 2003. – С. 82-83.
122. Волох А.М. Сучасне поширення та чисельність перев'язки (*Vormela peregusna* Güeld., 1770) в Україні // Вопросы биоиндикации и экологии: Меведомств. науч. сб. – Запорожье. – 2003. – Вып. 7. – № 2-3. – С. 203-210.
 123. Волох А.М. Сучасне поширення видри (*Lutra lutra* L., 1758) в Україні та її чисельність // Вісник Запорізького держ. ун-ту. Фіз.-мат. та біол. науки. – 2003. – № 1. – С. 133-139.
 124. Волох А.М. Появление шакала на Украине и его современное распространение // Охотник. – К. – 2003. – № 9. – С. 12-13.
 125. Воронин А. А. Структура популяции кабана по результатам наблюдений и промысла // Охр. прир. и совершенств. биогеоценозов: Сб. науч. докл. – Тула: Приокское книж. изд-во. – 1975. – С. 49-52.
 126. Гавриленко М.І. Замітки про лося і перев'язку на Полтавщині // Зб. праць зоол. музею АН УРСР. – К. – 1956. – Т. 27. – С.
 127. Гаврин В. Акклиматизация и реакклиматизация охотничьих животных в СССР // Охота и охот. хоз-во. – 1975. – № 11. – С. 16-18.
 128. Габрашански П., Койчев К., Тройчев Т. Некои заболявания на сърните в Североизточна България и тяхната профилактика // Ветеринарномед. науки. – 1986. – 23. – № 10. – С. 83-88.
 129. 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.
 130. Галака Б.А. Расширение ареала лося на Украине // Биология и промысел лося. – М.: Россельхозиздат. – 1964. – Сб. 1. – С. 35-43.
 131. Галака Б.А. Особенности популяций благородного оленя в степной и горнолесных зонах УССР // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.- производ. конфер. – К. – 1973. – С. 159-161.
 132. Галака Б.А. О половом и возрастном составе и приросте популяций зайца-

- русака в степной и лесостепной зонах СССР // Изуч. ресурс. назем. позвон. фауны Украины. – К.: Наук. думка. – 1969. – С. 32-35.
133. Гаррос В.Я. Влияние волков и рысей на популяцию оленевых в условиях ведения интенсивного охотничьего хозяйства в Латвийской ССР // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 93-94.
134. Гасанова С.М. Избирательность питания некоторых видов растительноядных млекопитающих // Тез. докл. 6 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 1999. – С. 56.
135. Генов В., Коцаков Л. Динамика на числеността на дивата свиня (*Sus scrofa attila* Thos.) в Югозападна България // Фауна Югозападна България. – София. – 1986. – Ч. 1. – С. 44-60.
136. Географічна енциклопедія України. В 3-х т. / Під ред. О.М.Маринича. К.: Україн. рад. енциклопедія, 1989-1991. – 1 т. – 416 с. – 2 т. – 480 с. – 3 т. 489 с.
137. Герман В. Опять появились козы // Укр. мислив. та рибалка. – 1926. – № 8-9. – С. 53.
138. Гептнер В.Г., Насимович А.А., Банников А.Г. Млекопитающие Советского Союза. (Парно- и непарнокопытные). – М.: Высшая школа, 1961. – Т. 1. – 776 с.
139. Гептнер В.Г. Каковы же пути обогащения фауны? Об акклиматизации и “реконструкции” охотничьей фауны // Охота и охот. хоз-во. – 1963. – № 2. – С. 21-26.
140. Гептнер В.Г. Некоторые черты истории и современного состояния ареала лося в европейской части Советского Союза // Вопр. охот. хоз-ва СССР. (Тез. докл. всесоюз. науч. совещ.). – М. – 1965. – С. 63 -69.
141. Гептнер В.Г., Воронцов Н. Инбридинг и охотничье хозяйство // Охота и охот. хоз - во. – 1965. – № 10. – С. 18-19.
142. Гептнер В.Г., Наумов Н.П., Юргенсон П.Б. и др. Млекопитающие Советского Союза. (Морские коровы и хищные). – М.: Высшая школа, 1967. – Т. 2. – Ч. 1. –

1002 с.

143. Гизенко А.И. Фауна наземных млекопитающих Черноморского заповедника // Тез. докл. науч. конф., посвящ 40-летию Черноморского госзаповедника АН УССР. – К. – 1967. – С. 20-23.
144. Гизенко А.И., Шевченко Л.С. Дикий кролик в Причерноморье Украины // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.- производ. конфер. – К. – 1973. – С. 164-166.
145. Глембоцкий Я.Л. Использование инбридинга в племенной работе с токорунными овцами // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1956. – Т. 61. – Вып. 4. – С. 23-36.
146. Горелов И.Г. Частоты и геногеография эритроцитарных антигенов в популяциях диких и домашних свиней // Фенетика природных популяций: Матер. 4 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1990. – С. 56-57.
147. Грант В. Эволюция организмов. – М.: Мир, 1980. – 408 с.
148. Гречушкин В.С., Харченко В.И., Молодан Г.Н. и др. Современное состояние популяций копытных Донецкой области. // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М.: Наука. – 1975. – С. 78-79.
149. Гринченко А.Б., Дулицкий А.И. Распространение и экология ондатры в северном Крыму // Вестн. зоол. – 1984. – № 3. – С. 69-71.
150. Гришок Л. П. Эпизоотология бешенства в Украинской ССР // Ветеринария. – 1977. – № 5. – С. 53-56.
151. Громова В.И., Громов В.И. Материалы к изучению палеолитической фауны Крыма в связи с некоторыми вопросами четвертичной стратиграфии // Тр. Совет. секции Междунар. ассоц. по изуч. четвертич. периода Европы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР. – 1937. – Вып. 1. – С. 59-63.
152. Громов В.И. Палеонтологическое и археологическое обоснование континентальных отложений четвертичного периода на территории СССР (млекопитающие, палеолит) // Тр. Ин. геолог. наук АН СССР. – М.: Изд-во АН

- СССР, 1948. – Вып. 64. – 521 с.
153. Гроссет Г.Е. Колебания границ между лесом и степью в голоцене в свете учения о смещении зон // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1961. – Т. 66. – Вып. 2. – С. 65-84.
 154. Груздев В.В. Экология зайца-русака. – М.: Изд-во МОИП, 1974. – 164 с.
 155. Губкин А.А. Некоторые рекомендации по рациональному ведению охотничьего хозяйства Днепропетровщины // Вопросы степ. лесоведения и науч. основы лесной рекультивации земель. – Днепропетровск. – 1985. – С. 137-141.
 156. Гулай В.И. Экологические типы европейской косули в Украине // Вестн. зоол. – 1992. – № 1. – С. 45-50.
 157. Гунчак Н.С. Морфометрическая характеристика кабана (*Sus scrofa*) Украинских Карпат // Зоол. журн. – 1978. – Т. 57. – Вып. 12. – С. 1870-1877.
 158. Гунчак Н.С. Стан популяцій диких копитних тварин у Карпатах // Великі ссавці Карпат: Матер. міжнар. екол. конфер. – Івано-Франківськ: Сіверсія. – 2000. – С. 7-11.
 159. Гурский И.Г., Назаренко Л.Ф. К изменению границ ареалов и численности промысловых зверей в северо-западном Причерноморье за последние 20-лет // Тез. докл. 4 всесоюз. межвуз. зоогеограф. конфер. – Одесса: Изд-во Одесск. ун-та. – 1966. – С. 69-70.
 160. Гурский И.Г., Назаренко Л.Ф. Особенности распространения и экологии хищных зверей семейства псовых в северо-западном Причерноморье и их влияние на поголовье ценных животных // Охрана и рац. использ. дикой живой природы: Матер. всесоюз. науч. конфер. – Алма-Ата. – 1966. – С. 106-108.
 161. Гурский И.Г. Кабан, косуля, лось и благородный олень в Северо-Западном Причерноморье // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М.: Наука. – 1975. – С. 80.
 162. Гурский И.Г. Новые данные о численности волка и её регуляции в Украине // Экология, поведение и управление популяциями волка: Сб. науч. тр. – М. – 1989.

- С. 55-57.
163. Давид А.И. Териофауна плейстоцена Молдавии. – Кишинёв: Штиинца, 1980. – 185 с.
 164. Давид А. И. Формирование териофауны Молдавии в антропогене. – Кишинёв.: Штиинца, 1982. – 150 с.
 165. Данилкин А. А. Олени. (Млекопитающие России и сопредельных стран). – М.: ГЕОС, 1999. – 552 с.
 166. Данилкин А. А. Свиньи. (Млекопитающие России и сопредельных стран). – М.: ГЕОС, 2002. – 309 с.
 167. Данилов Д.Н. Расширение ареала лося на юге европейской части СССР // Охрана природы: Сб. науч. тр. – М. – 1951. – Вып. 13. – С. 93-101.
 168. Данилов Н.Н. Воздействие человека на ход биоценологических процессов // Современные проблемы экологии. – М.: Изд-во МГУ. – 1973. – С. 145-163.
 169. Данилов П.И., Туманов И.Л. Куньи северо-запада СССР. – Л.: Наука, 1976. – 256 с.
 170. Данько В. М. З історії розвитку лісового господарства в центральному Донбасі // Наук. праці НДІ ліс. господарства та меліорації. – К.: Вид-во УАСГН. – 1960. – С. 92-99.
 171. Дёжкин В.В. Управление популяциями диких копытных // Итоги науки и техники. Зоол. позвоночных. – М.: Изд-во ВИНТИ. – 1985. – Т. 13. – С. 66-138.
 172. Дёжкин В.В. Заяц-русак в Европе // Охота и охот. хоз-во. – 1978. – № 12. – С. 40-41.
 173. Дёжкин В.В. Охота и охотничье хозяйство мира. – М.: Лес. пром-ть, 1983. – 358 с.
 174. Двойнос Г.М. Изучение гельминтов диких жвачных Украины // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. докл. 2 науч.- производ. конфер.– К. – 1973. – С. 180-182.
 175. Динесман Л.Г. Изменение численности копытных в степях европейской части

- СССР в голоцене // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1982. – Т. 87. – Вып.2. – С. 3-14.
176. Динник Н. Я. Звери Кавказа // Зап. Кавказ. отд. Российск. географ. об-ва. – Тифлис. – 1910. – Т. 27. – Ч. 1. – 247 с.; – 1914. – Ч. 2. – С. 247-536.
177. Докучаев В.В. Наши степи прежде и теперь. // Сочинения. – М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1951. – Т. 6. – С. 16-102.
178. Домнич В.И., Вовченко В.Е., Скибин М.Ю. и др. Особенности этологии асканийского оленя в степных ценозах Приазовья в летний период // Вопросы биоиндикации и экологии. – Запорожье: Изд-во ЗГУ, 1997. – С. 120-125.
179. Драгоев П. Проучвания върху биологията на сърната (*Capreolus capreolus capreolus* L.) // Горскостоп. наука. – 1965. – 2. – № 6. – С. 501-513.
180. Дроздовский И.И. Истребление диких коз и уменьшение дичи в Мохначанском лесничестве // Охота и рыболовство. – 1923. – № 2. – С. 12-15.
181. Дубына Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Плавни Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1989. – 272 с.
182. Дулицкий А.И., Кормилицина В.В. Результаты акклиматизации млекопитающих в Крыму // Сб. науч. тех. информ. ВНИИ охот. хоз-ва и звероводства. – Киров: Изд-во ВНИИОЗ. – 1975. – Вып. 47-48. – С. 58-66.
183. Дулицкий А.И. Млекопитающие Крыма, их практическое значение и охрана: Автореф. дис...канд. биол. наук: 03.00.08 / ВНИИ охраны природы и запов. дела МСХ СССР. – М., 1982. – 17 С.
184. Дулицкий А.И., Кормилицин А.А., Кормилицина В.В. Изучение копытных Крыма // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 88.
185. Дулицкий А.И. О трофейных качествах европейского муфлона (*Ovis musimon* Pall.) в Крыму // Вестн. зоол. – 1976. – № 6. – С. 28-32.
186. Дулицкий А.И., Товпинец Н.Н. Аннотированный список млекопитающих Крыма // Памяти проф. А.А. Браунера. (Сб. воспоминаний и науч. трудов). – Одесса. – 1997. – С. 92-100.

187. Дулицкая Е.А., Попов В. Н., Дулицкий А.И. Фенетико-краниометрическое доказательство подвидовой самостоятельности белки крымской популяции // Фенетика природных популяций: Матер. 4 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1990. – С. 78-79.
188. Евтушевский Н.Н. Состояние среднеднепровской популяции дикого кабана // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 93-94.
189. Евтушевский Н.Н. Причины гибели диких копытных в Среднем Приднепровье // Вестн. зоол. – 1975. – № 5. – С. 77-79.
190. Евтушевский Н.Н. Лоси Украины // Охотник и рыболов Украины.– К.: Урожай. – 1986. – С. 21-27.
191. Евтушевский Н.Н. Акклиматизация и хозяйственное использование пятнистого оленя (*Cervus nippon hortulorum* Sw., 1864) на Украине: Автореф. дис...канд. биол. наук: 06.02.03 / ВСХИЗО. – М., 1989. – 25 с.
192. Емельянов И.Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. – К.: ИПЦ Междунар. Соломон. ун-та, 1999. –166 с.
193. Ердаков Л.Н., Ефимов В.М., Галактионов Ю.К, Сергеев В.Е. Количественная оценка верности местообитанию // Экология. – 1978. – № 3. – С. 105-107.
194. Жирмунский А.В., Кузьмин В.И. Критические уровни в развитии природных систем. – Л.: Наука, 1990. – 223 с.
195. Житков Б.М. Акклиматизация животных и её хозяйственное значение. –М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 112 с.
196. Жмуд М. Є. Ресурси мисливських ссавців та шляхи їх раціонального використання // Біорізноманітність Дунайського біосферного заповіднику, збереження та його управління. – К.: Наук. думка. – 1999. – С. 247-252.
197. Журавлёв О.П. Животноводство, охота и ландшафтные особенности античного Ольвийского государства (по костным остаткам) // Морфол. особенности позвоноч. животных Украины: Сб. науч. тр. – К.: Наук. думка. –

1989. – С. 38- 45.
198. Загороднюк І.В. Аловиди сарни (Сарgeolus): природа відмінностей між ними і статус популяцій з України // Вісн. Луган. держ. пед. ун-ту. – Луганськ: Вид-во Луган. держ. пед. ун-ту. – 2001. – № 12. – С. 206-222.
 199. Закон України “Про тваринний світ” від 13.12.2001 р. // Екологічне законодавство: Зб. законодав. актів. – Харків: ЕкоПраво. – 2002. – С. 354-391.
 200. Закон України “Про мисливське господарство та полювання” // Відомості Верховної Ради. – 2000. – № 18. – С. 132.-159.
 201. Закон України “Про Червону книгу України ” від 07.02.2002 р. // Екологічне законодавство: Зб. законодав. актів. – Харків: ЕкоПраво. – 2002. – С. 432-444.
 202. Захаров В.М. Онтогенез и популяция (Стабильность развития и популяционная изменчивость) // Экология. – 2001. – № 3. – С. 164-168.
 203. Земельний Кодекс України від 25.10.2001 р. // Екологічне законодавство: Зб. законодав. актів. – Харків: ЕкоПраво. – 2002. – С. 67-168.
 204. Золотарёв И.Т. Млекопитающие бассейна реки Имана (Уссурийский край). – М.- Л.: Изд-во АН СССР, 1936. – 136 с.
 205. Иванова Г. Нормы добычи кабана // Охота и охот. хоз-во. – 1983. – № 1. – С. 10-11.
 206. Издебский В.М. Состояние популяции лосей на нижнем Днепре // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 96.
 207. Издебский В.М. Волки в Северном Причерноморье // Матер. всесоюз. совещ. по эколог. основам охр. и рац. использ. хищн. млекопитающих. – М. –1979. – С. 107.
 208. Издебский В.М. Полезный мизо - и энтомофаг Северного Причерноморья // Матер. всесоюз. совещ по эколог. основам охр. и рац. использ. хищн. млекопитающих. – М. – 1979. – С. 186-187.
 209. Издебский В.М., Тарасов Н.А. Кабаны в Таврических степях Северного Причерноморья // Тез. докл. 3 съезда всесоюз. териол. об-ва СССР. – М. – 1982. –

- Т. 2. – С. 221-222.
210. Ишунин Н.И. Вольное разведение оленей на о. Бирючем (Азовское море). // Науч. труды УкрНИИ «Аскания-Нова». – 1960. – Т. 8. – С. 132-154.
 211. Казаков Б., Даликов Р. Кабан в Ростовской области // Охота и охот. хоз-во, 1983. – № 11. – С. 22-23.
 212. Карпенко А. Биоэкологическое обоснование системы мероприятий защиты леса от вредного влияния косули в лесах Левобережной Украины: Автореф. дис...канд. биол. наук: 03.097 / Харьков. гос. ун-т. – Харьков, 1966. – 21 с.
 213. Кашкаров Д., Коровин Е. К вопросу об акклиматизации лам в Средней Азии // Тр. Среднеазиат. гос. ун-та. Сер. 8-а, зоология. – Москва-Ташкент: Саогиз. – 1933. – Вып. 14. – 16 с.
 214. Каталог млекопитающих СССР. Плиоцен-современность: / АН СССР, Зоол. ин-т; Под ред. И.М. Громова, Г.И. Барановой. Л.: Наука, Ленингр. отд-ние, 1981. – 456 с.
 215. Кириков С.В. Человек и природа степной зоны. – М.: Наука, 1983. – 127 с.
 216. Кирк А.Я. Факторы, влияющие на численность зайца-русака в Эстонии // Лесоведческие исследования. – Таллин. – 1983. – № 13. – С. 6-19.
 217. Кистяковский А.Б. Хищники и охотничье хозяйство // Вестн. зоол. – 1971. – № 3. – С. 3-10.
 218. Клевезаль Г.А. Регистрирующие структуры млекопитающих в зоологических исследованиях. – М.: Наука, 1988. – 288 с.
 219. Князев С.П., Тихонов В. Н. Краниологические особенности европейских и азиатских диких кабанов и их гибридов с домашними свиньями // Морфология и генетика кабана. – М.: Наука. – 1985. – С. 33-49.
 220. Ковалёв П. В., Дерновой Б.П. Влияние пыльных бурь на почвенный покров СССР // Охрана, воспроизвод. и рац. использов. почв.- раст. и охот. ресурсов Украинской ССР: Тез. докл. респ. науч.- тех. конфер. – К. – 1977. – Вып. 3. – С. 25-26.

221. Козло П.Г. Определение возраста, селекция и отлов кабана. – Минск: Ураджай, 1973. – 55 с.
222. Козло П.Г. Дикий кабан. – Минск: Ураджай, 1975. – 224с.
223. Козло П.Г. Эколого-морфологический анализ популяции лося. – Минск: Наука и техника, 1983. – 215 с.
224. Козлов А.Н. Заселение Северного Казахстана серой крысой в результате освоения целинных земель // Экология. – 1979. – № 6. – С. 89-91.
225. Колев И. Полската сърна в нашата страна // Горскостоп. наука. – 1980. – 36. – № 12. – С. 26-29.
226. Коли Г. Анализ популяций позвоночных. – М.: Мир, 1979. – 364 с.
227. Колосов А.М., Бакеев Н.Н. Биология зайца-русака. – М.: Изд-во МОИП, 1947. – 104 с.
228. Колосов А.М. Акклиматизация промысловых животных в зоне лесонасаждений юго-востока СССР // Тез. докл. 2 экол. конфер. по масс. размножениям животных и их прогнозам. – К. – 1950. – С. 30-31.
229. Колосов А.М. Охрана и обогащение фауны СССР. – М.: Лес. пром-ть, 1975. – 279 с.
230. Комов Н. Отлов кабанов в Воронежском заповеднике // Охота и охот. хоз-во. – 1972. – № 1. – С.22-23.
231. Кондратенко О., Мельниченко Б. Нові дані до поширення деяких рідкісних видів ссавців (Mammalia) у Донецько-Приазовських степах (Східна Україна) // Вестн. зоол. – К. – 2000. – Т. 34. – № 6. – С. 26.
232. Кондратенко А.В. Териологические исследования в заповеднике «Провальская степь» // Вісн. Луган. держ. пед. ун-ту. – Луганськ: Вид-во Луган. держ. пед. ун-ту. – 2001. – № 12. – С. 19–24.
233. Кондратенко А.В., Боровик Е.Н. Териологические исследования в заповеднике «Стрельцовская степь» // Вісн. Луган. держ. пед. ун-ту, 2001. – № 11 (43). – С. 55–62.

234. Кондратенко А.В. Териологические исследования в заповеднике «Провальская степь» // Вісн. Луган. держ. пед. ун-ту. – Луганськ: Вид-во Луган. держ. пед. ун-ту. – 2002. – № 1 (45). – С. 19–24.
235. Кормилицин А.А., Дулицкий А.И. К реакклиматизации свиньи дикой (*Sus scrofa* L.) в Крыму // Вестн. зоол. – 1972. – № 1. – С. 38–44.
236. Корнєєв О.П. Вовк та його знищення. – К.: Держсільгоспвидав УРСР, 1950. – 104 с.
237. Корнєєв А.П. Енотовидная собака на Украине (результаты работ по акклиматизации) // Тр. зоомузея Киев. гос. ун-та. – К.: Изд-во Киев. гос. ун-та. – 1954. – № 4. – С. 13–72.
238. Корнєєв О.П. Лисиця на Україні (екологія, господарське значення та шляхи раціонального використання) // Зб. наук. пр. зоомузею Київ. ун-ту. – К.: Вид-во Київ. держ. ун-ту. – 1956. – № 5. – С. .
239. Корнєєв О.П. Заєць-русак на Україні. – К.: Вид-во Київ. держ. ун-ту, 1960. – 108 с.
240. Корнєєв О.П. Мисливство – галузь народного господарства. – К.: Урожай, 1964. – 148 с.
241. Корнєєв О.П. Борсук. – К.: Урожай, 1967. – 80 с.
242. Корнєєв А.П. Колебания численности дикого кабана на Украине и рациональные нормы его плотности в охотничьих хозяйствах // Тр. 9 междунар. конгр. биологов-охотоведов. – М. – 1970. – С. 812–813.
243. Корнієць Н.Л. Про причини вимирання мамонта на території України // Вископні фауни України і суміжних територій. – К.: Вид-во АН УРСР. – 1962. – Вип. 1. – С. 93–169.
244. Короткевич О.Л. Нові знахідки вископної пліоценової козулі роду *Procapreolus* на півдні СРСР // Доп. АН УРСР. – К. – 1963. – Т. 3. – С. 382–386.
245. Корытин Н.С. Оценка размеров абсолютной гибели лоса от разных причин // Тез. докл. 7 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 2002. – С. 174.

246. Костюченко Р.А. Итоги охот на Обиточенской косе за 1925 г. // Укр. мислив. та рибалка. – 1926. – № 3. – С. 35.
247. Кравченко Р.С. Морфологические особенности черепа и рогов гибридного асканийского оленя благородного степного // Вестн. зоол. – 1971. – № 1. – С. 52-57.
248. Кравченко Р.С. Эколого-морфологические особенности европейской лани *Cervus (Dama) dama* L. в зоопарке “Аскания-Нова” // Вестн. зоол. – 1971. – № 2. – С. 38-42.
249. Крайнев Е.Д. Охотничьи животные Украины, пути их охраны и рационального использования: Автореф. дис...канд. биол. наук: 03.097 / Ин-т зоологии АН УССР. – К., 1971. – 42 с.
250. Крыжановский В.И. Благородный олень и косуля на Украине, их экология и перспективы хозяйственного использования: Автореф. дис...к-та биол. наук: 03.097 / Ин-т зоологии АН УССР. – К., 1965. – 19 с.
251. Крыжановский В.И., Болденков С.В., Губкин А.А. и др. Биологические основы и первоочередные задачи охотничьего хозяйства СССР // Изученность териофауны Украины, её рац. использование и охрана. – К.: Наук. думка. – 1988. – С. 3-19.
252. Кубанцев Б.С. О роли антропогенных воздействий и антропических факторов в некоторых экологических и микроэволюционных процессах // Экология. – 1979. – № 6. – С.5-14.
253. Кубанцев Б.С., Белицкая О.Н., Васильев И.Е. Значение искусственных лесополос в степях юго-запада РСФСР для формирования фауны наземных позвоночных // Пробл. региональ. экол. животных в цикле зоол. дисциплин педвуза: Тез. докл. 3 всесоюз. конфер. зоологов педвузов. – Витебск. – 1984. – Ч. 1. – С. 94.
254. Кудактин А.Н. Шакал на северном Кавказе // Матер. всесоюз. совещ по эколог. основам охр. и рац. использования хищных млекопитающих. – М. – 1979.

- С. 147-149.
255. Кузнецов Б.А. Фауна млекопитающих Молдавии // Извест. Молдав. фил. АН СССР. – Кишинёв. – 1952. – № 4-5 (7-8). – С. 111-150.
256. Кузякин В.А. Охотничья таксация. – М.: Лесн-пром-ть, 1979. – 199 с.
257. Кумари Э.В. Современные представления о сущности вековых колебаний границ высших позвоночных животных на основании исследований в Прибалтике и Феноскандии // Матер. к совещ. по вопр. зоогеограф. суши. – Львов. – 1957. – С. 64-65.
258. Куражсковский Ю.Н. Очерки природопользования. – М.: Мысль, 1969. – 268 с.
259. Куренная М.И., Булахов В.И., Мясоедова О.М. и др. Состояние запасов ондатры на Днепропетровщине использования // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. 2 науч.- произв. конфер. – К. – 1973. – С. 209-211.
260. Куренная М.И. Особенности размножения ондатры в водоёмах юго-востока Украины // Биогеоценол. особен-ти лесов Присамарья и их охрана: Сб. науч. тр. комплексной экспедиции ДГУ. – Днепропетровск: Изд-во Днепр. ун-та, 1981. – С. 178- 181.
261. Лавов М.А. Вероятные причины расширения ареала кабана в СССР // Копытные фауны СССР. / Тез. докл. 2 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1980. – С. 27-29.
262. Лавов М.А. Динамика и регулирование численности кабана в Березинском заповеднике // Заповедники Белоруссии. – Минск: Ураджай. – 1981. – Вып. 5. – С. 93-98.
263. Лавов М.А. Динамика численности лося в Березинском заповеднике // Заповедники Белоруссии. – Минск: Ураджай. – 1982. – Вып. 6. – С. 113-118.
264. Лавренко Е.М. Евразийская степная область // Тр. Комиссии по естеств. - истор. районированию СССР. (Геоботаническое районирование СССР). – М.: Изд-во АН СССР. – 1947. – Вып. 2. – С. 3-150.
265. Лавров Н.П. Изменение ареала рода *Ondatra* за последние 50 лет // Матер.

- совещ. по вопросам зоогеограф. суши. – Львов: Изд-во Львов. ун-та. – 1957. – С. 69-70.
266. Лисецкий А.С. Формирование фауны грызунов юга левобережной степи Украины в связи с лесонасаждением и орошением: Автореф. дис...к-та биол. наук: 03.00.08 / Харьков. гос. ун-т. – Харьков, 1965. – 24 с.
267. Литвинов В.П., Литвинов В.Ф., Тиханский А.Д. Питание волка в Березинском и Припятском заповедниках // Заповедники Белоруссии. – Минск: Ураджай. – 1981. – Вып. 5. – С. 99-102.
268. Литус И.Е. Акклиматизация диких животных. – К.: Урожай, 1986. – 186 с.
269. Лобанова А. Д. Адаптационные особенности копытных в условиях акклиматизации // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 63-64.
270. Лобков В.А., Рожено Н.В. Находки лесной куницы (*Martes martes* L.) в степной зоне на юго-западе Украины // // Исслед. многообраз. живот. мира: Тр. зоомузея Одес. гос. ун-та. – Т. 3. – Одесса: Астропринт. – 1998. – С. 188-189.
271. Лобков В. А. Крапчатый суслик Северо-Западного Причерноморья: биология, функционирование популяций. – Одесса: Астропринт, 1999. – 272 с.
272. Логвинов К. Т. Эволюция климата и расчёт его характеристик // Климат. (Природа Украинской ССР). – К. : Наук. думка. – 1984. – С. 17-25.
273. Лозан А.М. Дикий кабан (*Sus scrofa* L.) в Молдавии. Его этология и практическое использование: Автореф. дис...к-та биол. наук: 03.00.08 / Ин-т зоологии АН УССР. – Киев, 1983. – 23 с.
274. Ломанов И.К. Многолетние колебания численности охотничьих млекопитающих в Европейской части России // Тез. докл. 6 съезда Российского териол. об-ва. – М. – 1999. – С. 143.
275. Лопатин В.Н. Математический анализ роли хищника в регуляции численности популяции растительноядных млекопитающих // Тез. докл. 6 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 1999. – С. 144.

276. Лошкарёв Г.А. Охотничья фауна предгорий Северного Кавказа: Автореф. дис... к-та биол. наук: 03.097 / Ин-т зоологии АН УССР. – К., 1971. – 24 с.
277. Львов И. А. Перспективы повышения продуктивности популяций полевой дичи в лесостепной и степной зонах Европейской части СССР // Охотоведение. – М.: Лесн. пром-ть. – 1974. – С. 130-140.
278. Лэк Д. Численность животных и её регуляция в природе. – М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1957. – 403 с.
279. Майр Э. Принципы зоологической систематики. – М.: Мир, 1971. – 454 с.
280. Максимов А. А. Природные циклы. Причины повторяемости экологических процессов. – Л.: Наука. – 1989. – 236 с.
281. Макфедьен Э. Экология животных. – М.: Мир. – 1965. – 375 с.
282. Мантейфель П.А. О реконструкции охотничье-промысловой фауны СССР // Социалист. реконструкция и наука. – М. – 1934. – Вып. 2. – С. 9-10.
283. Маран Т. Создание базы сохранения генофонда европейской норки в Эстонской ССР // Тез. докл. 1 всесоюз. совещ. по проблемам зоокультуры. – М. – 1986. – Ч. 1. – С. 231-232.
284. Марвин М. Я. Изменение ареалов млекопитающих Карельской АССР в результате деятельности человека // Матер. к совещ. по вопросам зоогеограф. суши. – Львов. – 1957. – С. 83-84.
285. Маркевич О.П. Вивчаймо практику заказників // Укр. мисливець та рибалка. – 1929. – № 6. – С. 30–33. – № 11-12. – С. 33-39.
286. Масловський А.Д. Спостереження над мисливськими звірями в окружному заказнику “Хомутки” 1927-28 рр. // Укр. мисливець та рибалка. – 1929. – № 10-11. – С. 27–30.
287. Мельниченко Б., Пилипенко Д., Ширяев С. Чисельність та розподіл крота звичайного у Великоанадольському лісовому масиві // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – Львів: Вид-во Львів. нац. ун-ту. – 2002. – № 30. – С. 70-75.
288. Мекленбурцев С. На Тульчищині // Укр. мислив. та рибалка. – 1928. – № 11-

12. – С. 101.
289. Мигулін О. О. Шкідні та корисні звірі України. – Харків: Рад. селянин, 1927. – 130 с.
290. Мигулін О. О. Звірі УРСР (матеріали до фауни). – Харків.: Вид-во АН УРСР, 1938. – 426 с.
291. 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.
292. Милишников А.Н., Савельев А.П. Микрогеографическая аллозимная изменчивость в интродуцированных популяциях европейского бобра // Тез. докл. 6 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 1999. – С. 159.
293. Миллер И.Д., Скалон О.В. Динамика численности и размещение лося в Тульской области // Тез. докл. 3 междунар. симпоз. по лосю. – Сыктывкар. –1990. – С. 86.
294. Милютин А. И., Эрнитс П. Х. Неметрическая изменчивость некоторых видов промысловых млекопитающих на территории Прибалтики // Eesti Ulucid. – Tallin: Valitsus. – 1982. – С. 42-67.
295. Москаленко Ю.А. Использование территории дикими кабанам (Sus scrofa L.) в регионе лесостепных участков Черноморского биосферного заповедника // Тез. докл. 6 съезда Российского териол. об-ва. – М. – 1999. – С. 168-169.
296. Мошонкин Н. Разведение европейской норки // Охота и охот. хоз-во. –1986. – № 7. – С. 22-23.
297. Мунтяну А.И., Лозан М.Н., Феногенов А.В. Состояние популяции косули в Молдавии // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 2 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1980. – С. 183-184.
298. Мясоедова О.М., Булахов В.Л. Проникновение лесных видов наземных позвоночных в различные биогеоценозы степной зоны Приднепровья // Охрана природных условий и мелиорация Среднего Приднепровья. – Днепропетровск. –

1975. – С. 45-50.
299. Насимович А.А. Некоторые общие вопросы и итоги акклиматизации наземных позвоночных // Зоол. журн. – 1961. – Т.40. – Вып. 7. – С. 957-969.
300. Насимович А. А. Экологические адаптации к экстремальным условиям зимнего обитания у копытных животных на территории СССР // Адаптация животных к зимним условиям. – М.: Наука. – 1980. – С. 58-64 с.
301. Настанова з упорядкування мисливських угідь. – К.: Вид-во Держкомлісу України, 2002. – 113 с.
302. Наумов Н. П. Экология животных. 2-е изд. – М.: Учпедгиз, 1963. – 618 с.
303. Наумов С., Гусев О. О путях обогащения фауны. (Некоторые итоги дискуссии) // Охота и охот. хоз-во. – 1964. – № 6. – С. 20-23.
304. Научные основы звероводства: Под ред. В.А. Берестова. Л.: Наука, Ленингр. отд-ние, 1985. – 477 с.
305. Ненько Л. Охота на дикого кабана // Запорож. правда. – 8 января 1955 г.
306. Никольский А.М. Позвоночные животные Крыма // Зап. Имп. АН – СПб. – 1891 (1892). – Т. 68. – № 4. – 484 с.
307. Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных: Изд. 2-е. – М.: Совет. наука, 1953. – 502 с.
308. Новиков Г.А. Хищные млекопитающие фауны СССР. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1956. – 294 с.
309. Новиков Г. А., Тимофеева Е.К. Об экологии косули в лесостепных дубравах // Зоол. журн. – 1965. – Т. 44. – № 3. – С. 442-445.
310. Носс Р. Проект “Дикие Земли”. Стратегия сохранения дикой природы. – Новосибирск: Экоклуб, 1996. – 46 с.
311. Нургельдыев О.Н., Щербина Е.И., Маринина Л.С. Влияние Каракумского канала на расселение и численность млекопитающих // Перв. междуна. конгр. по млекопитающим. – М.: Изд. ВИНТИ. – 1974. – Т. 2. – С. 85-86.
312. Обтемераменский С.И., Простаков Н.И. Численность и распределение косули

- в Усманском лесу Воронежской области // Охрана природы Центр.-Чернозёмной полосы. – Воронеж. – 1980. – № 10. – С. 61-63.
313. Огнев С.И., Воробьёв К.А. Фауна наземных позвоночных Воронежской губернии. – М.: Нов. деревня, 1923. – 298 с.
314. Огульчанский А.Я. Перевязка на Северном Приазовье // Природа. – 1952. – №12. – С. 11.
315. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
316. Павленко Т.А. Образование культурного ландшафта и его влияние на формирование фауны позвоночных животных в пустынной зоне Средней Азии // Биол. науки: Науч. докл. высш. шк. – М. – 1968. – № 4. – С. 19-21.
317. Павлов А. И. Хроника охотничьего хозяйства // Охота и рыболовство. – 1923. – № 5-6. – С. 72-75.
318. Павлов М.П., Корсакова И.Б., Лавров Н.П. Акклиматизация охотничье-промысловых зверей и птиц в СССР. – Киров: Волго-Вятское книж. изд-во, 1973. – Ч. 1. – 536 с.
319. Павлов М.П., Корсакова И.Б., Лавров Н.П. Акклиматизация охотничье-промысловых зверей и птиц в СССР. – Киров: Волго-Вятское книж. изд-во, 1974. – Ч. 2. – 460 с.
320. Падайга В.И. Зависимость продуктивности популяции лося от половой структуры и плотности населения // Тез. докл. 3 междунар. симпоз. по лосю. – Сыктывкар: Изд-во УрО АН СССР. – 1990. – С. 100.
321. Панов Г.М. Динаміка ареалів та чисельності напівводних хутрових звірів в Україні у другій половині XX століття // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – Львів: Вид-во Львів. нац. ун-ту. – 2002. – № 30. – С. 119-132.
322. Петров П., Вариабилност в теглото на заека (*Lepus eugoraeus* Pall.) в България // Горскостоп. наука. – 1964. – 1. – № 4. – С. 73-81.
323. Петров П., Върху сроковете за ловуване на зайци // Горскостоп. наука. – 1966. – 3. – № 4. – С. 329-338.

324. Перовский М. Д. История расселения лосей в южных районах европейской части России // Охотоведение. (Использование и охрана лесных копытных). – М.: Лес. пром-ть. – 1976. – С. 5-23.
325. Підоплічко І.Г. Матеріали до вивчення минулих фаун УРСР. – К.: Вид-во АН УРСР, 1938. – Вип.1. – 176 с.
326. Підоплічко І.Г. Фауна Ольвии (по раскопкам 1935-1937 гг.) // Природа. – 1938. – № 11-12. – С.113-116.
327. Підоплічко І.Г. Матеріали до вивчення минулих фаун УРСР. – К.: Вид - во АН УРСР, 1966. – Вип. 2. – 234 с.
328. Писарева М.Е. Вредные и полезные млекопитающие Старо-Бердянской и Алтагирской лесных дач // Науч. зап. Днепропет. гос. ун-та. (Сб. работ биол. факультета). – К.: Изд-во Киев. гос. ун-та. – 1953. – Т. 38. – С. 101-110.
329. Писарева М.Е. Позвоночные животные Велико-Анадольского леса // Велико-Анадольский лес. (Матер. раб. комплекс. экспедиции Днепропет. гос. ун-та). – Харьков: Изд-во Харьков. гос. ун-та. – 1955. – С. 205-213.
330. Писарева М.Е. О млекопитающих искусственных лесов степной зоны УССР // Искусств. леса степ. зоны юго-востока УССР. – Харьков: Изд-во АН УССР. – 1960. – С. 122-130.
331. Плигинский В. Фауна западной части Центрально-Чернозёмной области. – Курск: Издание Курск. об-ва краеведения и госмузея, 1929. – 25 с.
332. Плохоцкий Б. Вести из Умани // Укр. мислив. та рибалка. – 1927. – № 10. – С. 19-20.
333. Побединский Г.Д. Начальная реакция популяций копытных на снижение численности волка // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. науч. совещ. – М. – 1989. – Ч. 1. – С. 71.
334. Побединский Г.Д. Структура популяции лося в лесостепи Черноземья // Тез. докл. 3 междунар. симпоз. по лосю. – Сыктывкар. – 1990. – С. 115.
335. Подольский А. Об увеличении и уменьшении числа зайцев на Украине // Укр.

- мислив. та рибалка. – 1928. – № 4. – С.15-17.
336. Поліщук І. К. Мисливська фауна ссавців біосферного заповідника «Асканія-Нова» та її динаміка // Вісн. Луган. держ. пед. ун-ту. – Луганськ: Вид-во Луган. пед. ун-ту. – 2001. – № 12 (грудень). – С. 27–30.
337. Поляков И.Я. Прогноз распространения вредителей сельскохозяйственных культур. – Л.: Колос, 1964. – 326 с.
338. Попов В.П. Агроклиматическое районирование Украинской ССР // Вопр. агроклим. районирования СССР. – Л.: Гидрометеиздат. – 1958. – С. 93-120.
339. Правила проведення полювання, їх терміни і засоби // Бюлетень НКЗ. – Ч. 4 від 23-31 жовтня 1927 р. – 6 с.
340. Приедитис А.А. Факторы, определяющие зимнюю смертность косули // Охот. хоз-во в интенсивном комплекс. лес. хоз-ве. – Каунас. – 1975. – С. 62-64.
341. Природно-ресурсний аспект розвитку України. Програма сприяння сталому розвитку в Україні; Наук. керівник напрямку М.М.Коржнєв. – К.: Вид. дім КМ Academia, 2001. – 112 с.
342. Прусайте Я.А., Блажис А.С., Мицкус А.В., Блузма П.П. Динамика численности и структура неэксплуатационной популяции косули // Тр. АН ЛитССР. – Вильнюс. – 1973. – В. – № 2 (62). – С. 115-125.
343. Прусайте Я.А., Блажис А.С., Балейшис Р.М. Интенсивность размножения и плодовитость европейской косули в Северной Литве // Тр. АН ЛитССР. – Вильнюс. – 1977. – В. – № 3 (79). – С. 105-110.
344. Пузанов И.И. О некоторых изменениях акклиматизированной в Крыму белки-телеутки // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1959. – Т. 64. – № 1. – С. 15-23.
345. Пузанов И.И. Фаунистический очерк Одесской области // Тр. Одесск. гос. ун-та. – Одесса: Изд-во Одесск. гос. ун-та. – 1962. – Т. 152. – Вип. 2. – С. 96-106.
346. Раков Н.В. Возможные причины изменений численности сайгака в палеолите Крыма // Природная фауна и обстановка прошлого. – К.: Наук. думка. – 1963. – Вып. 1. – С. 147-151.

347. Раменский С.Е., Смирнов В.С., Гурский И.Г. и др. Увеличение размеров одновозрастных волков в XX в. // Волк. – М.: Наука. – 1985. – С. 261- 266.
348. Ранцев М.Н. О рогах дикой козы (косули) Харьковской губернии // Укр. охотник и рыболов. – 1925. – № 9. – С. 29-30.
349. Ранцев М.Н. Дикие козы в заказнике Краснокутского райотдела ВУСОР`а // Укр. мислив. та рибалка. – 1927. – № 1. – С. 13- 14.
350. Реймов Р., Нуратдинов Т., Карабеков М. Распространение и численность волка и корсака Южного Приаралья и их охрана // Редкие виды млекопитающих СССР и их охрана: Матер. 3 всесоюз. совещ. – М. – 1983. – С. 133-134.
351. Рековец Л.И., Старкин А.В. Териофауна позднепалеотического поселения Аннетовка-2 юга Украины // Вестн. зоол. – 1990. – № 3. – С.40-44.
352. Роженко Н.В., Волох А.М. Заселение енотовидной собакой Северного Приазовья и Причерноморья // Исслед. многообразия живот. мира: Тр. зоомузея Одес. гос. ун-та. – Одесса: Астропринт. – 1998. – Т. 3. – С. 133-137.
353. Роженко М.В. Современное состояние популяций хищных млекопитающих в низовьях реки Днестр // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. междунар. науч. конфер. – Кишинёв. – 1999. – С. 199-200.
354. Роженко М.В., Волох А.М. Поява звичайного шакала (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) на півдні України // Вестн. зоол. – 2000. – Т. 34. – № 1-2. – С. 125-129.
355. Роженко М.В. Про сучасні знахідки лісового kota (*Felis silvestris* Schr.) в пониззі ріки Дністер // Вестн. зоол – К. – 2000. – Т. 34. – № 1-2. – С. 125-129.
356. Роженко М.В. Сучасне поширення і чисельність європейської норки (*Mustela lutreola* L.) в пониззях ріки Дністер // Зоол. дослідження в Україні на межі тисячоліть: Тези доп. Всеукраїн. зоол. конфер. – Кривий Ріг. – 2001. – С. 148-149.
357. Роман Е.Г. Млекопитающие семейства куньих (*Mutelidae*) Азово-Черноморского региона Украины // Вестн. зоол. – 2000. – № 14. – С. 129-135.
358. Романов Ю.М., Ромашин А.В. Материалы по экологии европейской козули в Калининградской области // Вестн. зоол. – 1982. – № 3. – С. 48-52

359. Россолимо О.Л., Павлинов И.Я. К методике сравнительного изучения географической изменчивости млекопитающих. Корреляционный анализ сходства географической изменчивости признаков и видов // Зоол. журн. – 1977. – Т. 56. – Вып. 3. – С. 450-457.
360. Русаков О. С., Тимофеева Е. К. Кабан. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. – 206 с.
361. Русанов Я.С. Влияние отстрела лисиц на динамику численности молодняка оленя и косули в Беловежской пуще // Тез. докл. 2 зоол. конф. БССР. – Минск. – 1962. – С. 91-93.
362. Русев И.Т. Современное состояние популяций редких млекопитающих дельты Днестра и пути их сохранения // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. междунар. науч. конф. – Кишинёв. – 1999. – С. 205-206.
363. Рухлядев Д.П. Паразитофауна, заболевание и причины отхода диких млекопитающих животных Крымского заповедника // Науч.-метод. записки. – М. – 1941. – Вып. 8. – С. 78-79.
364. Савулеску Т., Каманин Л. Г. Дунайская дельта // Природа. – 1961. – № 8. – С. 42-49.
365. Салганский А.А. Оленеводство на Украине // Охота и охот. хоз-во. – 1962. – № 1. – С. 25-27.
366. Самарин В.Ф. Динамика численности и хозяйственное значение диких животных Луганского заповедника // Копытные фауны СССР: Тез. докл. 1 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1975. – С. 182-183.
367. Сапельников С.Ф. Методика отлова и результаты мечения лисят в Воронежском заповеднике // Тез. докл. 6 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 1999. – С. 225.
368. Свистун В.И. Фауна позднеантропогеновых млекопитающих Романковского аллювиального местонахождения // Природная фауна и обстановка прошлого. – К.: Наук. думка. – 1968. – Вып. 4. – С. 3-56.
369. Северцов Н.А. Периодические явления в жизни зверей, птиц и гад

- Воронежской губернии. – М. – 1855. – 416 с.
370. Сегаль А.Н., 1975. Очерки экологии и физиологии американской норки. – Новосибирск: Наука, 1975. – 262 с.
371. Селюнина З.В. Видовое разнообразие, распределение по участкам, динамика численности млекопитающих Черноморского заповедника // Видовое разнообразие млекопит. в некотор. районах Украины: Препр./ Ин-т зоол. АН УССР. – К.: 1992. – С. 34-51.
372. Селюнина З.В., Т.И., Зыков А.Е. Териофауна // Вестн. зоол. – Биоразнообразие Джарылгача: современ. состояние и пути сохранения: Суплем. 2000. – С. 82-93.
373. Селюніна З. Зміни стану теріофауни (без гризунів) у Чорноморському біосферному заповіднику в 1991-2002 роках // Вісн. Львів. нац. ун-ту. Сер. біол. – Львів: Вид-во Львів. нац. ун-ту. – 2002. – № 30. – С. 133-140.
374. Селюнина З.В., Москаленко Ю.А. Питание волка в регионе Черноморского биосферного заповедника // Тез. докл. 7 съезда териол. об-ва Российской АН. – М. – 2003. – С. 312.
375. Серебрянный Л. Р. Древнее оледенение и жизнь. – М.: Наука, 1980. – 128 с.
376. Сержанин И.Н. Млекопитающие Белоруссии. – Минск: Изд-во АН БССР, 1961. – 318 с.
377. Сиренко В.А., Мартынов В.В. Фауна наземных позвоночных Украинского степного природного заповедника (пресмыкающиеся, птицы, млекопитающие) // Тр. филиала Украин. степ. природ. зап-ка «Каменные Могилы». – Киев: Фитосоциоцентр. – 1998. – Вып. 1. – С. 63–82.
378. Скокова Н. Ядохимикаты и фауна // Охота и охот. хоз-во. – 1971. – № 8. – С. 8-9.
379. Слоним А.Д. Экологическая физиология животных. – М.: Высшая школа, 1971. – 448 с.
380. Слудский А.А. Кабан (морфология, экология, хозяйственное и

- эпизоотологическое значение, промысел). – Алма-Ата: Изд-во АН Казахской ССР, 1956. – 220 с.
381. Слудский А.А. Роль человека в формировании ареалов млекопитающих в Казахстане // Матер. к совещ. по вопросам зоогеограф. суши. – Львов. – 1957. – С. 124-125.
382. Слудский А.А. Джуты в евразийских степях и пустынях // Тр. Ин-та зоол. АН КазССР. – 1963. – Вып. 20. – С. 5-88.
383. Смаголь В. М. Розвиток та особливості розмноження лані європейської (*Dama dama*) в умовах напіввільного утримання у заповіднику “Асканія-Нова”: Автореф... дис. канд. біол. наук: 03.00.08. – К.: Ін-т зоології НАН України, 2002. – 21 с.
384. Соколов И.И. К методике определения возраста косули (*Capreolus capreolus* L.) // Зоол. журн.. – 1956. – Т. 35. – Вып. 8. – С. 1238-1249.
385. Соколов В.Е., Данилкин А.А. Сибирская косуля. – М.: Наука. – 1981. – 145 с.
386. Соколов В.Е., Громов В.С. Опыты по гибридизации европейских и азиатских косуль // Докл. АН СССР. – 1985. – Т. 285. – № 4. – С. 1022-1024.
387. Сокур І.Т. Ссавці фауни України та їх господарське значення. – К.: Рад. школа, 1960. – 211 с.
388. Сокур И.Т. Использование аммиачной воды и полихлоркамфена для борьбы с серой полёвкой // Вестн. зоол. – 1967. – № 1. – С. 79-80.
389. Соломатин А.О. Экологическая ниша волка в Усманском лесу // Матер. всесоюз. совещ по эколог. основам охр. и рац. использ. хищн. млекопитающих. – М. – 1979. – С. 140-142.
390. Сорокин М. Г. О систематическом положении енотовидной собаки, акклиматизированной в Калининской области // Бюлл. МОИП. Калинин отд. – 1958. – Вып. 1. – С. 27-35.
391. Стекленёв Е.П. Особенности размножения европейской косули на юге Украины // Копытные фауны СССР: Тез. докл. всесоюз. науч. совещ. – М. – 1980.

- С. 202 – 203.
392. Сулей М.Э. Пороги для выживания: поддержание приспособленности и эволюционного потенциала // Биология охраны природы. – М.: Мир. – 1983. – С. 177-197.
393. Сулик В.Г. Куньи Луганского заповедника и его окрестностей // Матер. всесоюз. совещ. по эколог. основам охр. и рац. использ. хищн. млекопитающих. – М. – 1979. – С. 343-344.
394. Татаринцов К. А. Фауна хребетных заходу України. – Львів: Вид. Львів. держ. ун-ту, 1973. – 257 с.
395. Теплов В.П., Теплова Е.Н. О роли лисицы в охотничьем хозяйстве и заповедниках центральных областей Европейской части РСФСР // Тр. Окского гос. заповедника. – 1960. – Вып. 3. – С. 77-93.
396. Терновский Д.В. Биология куницеобразных. – Новосибирск: Наука, 1977. – 280 с.
397. Терновский Д.В. Сохранение русской (европейской) норки, исчезающей из мировой фауны // Редкие назем. позвоночные Сибири: Матер. науч. конфер. – 1988. – Новосибирск. – 1988. – С. 246-248.
398. Тимофеев-Рессовский Н.В., Яблоков А. В., Глотов Н. В. Очерк учения о популяции. – М.: Наука, 1973. – 278 с.
399. Тимофеева Е. К. Лось. – Л.: Изд-во Ленинград. гос. ун-та, 1974. – 168 с.
400. 496. Тимофеева Е. К. Косуля // Жизнь наших птиц и зверей. – Л.: Изд-во Ленинград. гос. ун-та. – Вып. 8. – 1985. – 224 с.
401. Тимошенко В.А. Хищные млекопитающие заповедника «Хомутовская степь» // Вісн. Луганського держ. педагог. ун-ту. – 2002. – № 1 (45). – С. 192–194.
402. Тиссаревський С. Мисливські звірі та птиці Лубенщини // Укр. мислив. та рибалка. – 1927. – № 2. – С. 29- 30.
403. Титов Г. Главное – обогащать угоды // Охота и охот. хоз-во. – 1964. – № 6. – С. 6-8.

404. Тихонов В. Н., Князев С.П. Аллотипические особенности крови центральноевропейского, усурйского и кавказского кабанов // Морфология и генетика кабана. – М.: Наука. – 1985. – С. 28-33.
405. Ткаченко А.А. Материалы по изучению и хозяйственному использованию диких копытных животных // Сб. работ по лесоводству и охотоведению. Симферополь: Крымиздат. – 1963. – Вып. 7. – С. 63-87.
406. Токарский В.А. Охрана и рациональное использование степного сурка при усилении антропогенного воздействия // Влияние антропоген. трансформ. ландшафта на население наземн. позвоноч.: Тез. докл. всесоюз. науч. совещ. – М. – 1987. – Ч. 1. – С. 264-266.
407. Токарский В.А. Исторические изменения ареала и численности байбака на Украине // Возрождение сурка: Тез. докл. междунар. семинара по суркам стран СНГ. – М. – 1997. – С. 42-45.
408. Толмачов П. Полов кіз у січні 1929 р. у козячому розпліднику «Голоче» // Укр. мислив. та рибалка. – 1929. – № 5. – С. 29-31.
409. Томилова Т.П. Биологические основы эксплуатации зайцев в охотничьем хозяйстве // Итоги науки и техники: Зоол. позвоноч. – М.: ВИНТИ. – 1976. – Вып. 8. – С. 116-166.
410. Томкевич М. Лосі на Київщині // Зоологічний журнал України. – К.: Держвидав. – 1921. – С. 24-25.
411. Топачевський В.А. Фауна Ольвії // Зб. праць зоол. музею АН УРСР. – К.: Вид-во АН УРСР. – 1956. – № 27. – С. 61-129.
412. Треус В.Д. Акклиматизация и гибридизация животных в Аскания-Нова. – К.: Урожай, 1968. – 316 с.
413. Уатт К. Экология и управление природными ресурсами. – М.: Мир. – 1971. – 463 с.
414. Уилкоккс Б.А. Островная экология и охрана природы // Биология охраны природы. – М.: Мир. – 1983. – С. 117-142.

415. Украина и Молдавия: Природные условия и естественные ресурсы. / Под ред. И.П. Герасимова. – М.: Наука, 1972. – 440 с.
416. Успенский Г.А., Лозан М.Н. Косуля в Молдавии // Охрана природы Молдавии. – Кишинёв: Картя Молдавеняскэ. – 1965. – Вып. 3. – С. 150-166.
417. Успенский Г.А., Феногенов А.В. Результаты и перспективы реакклиматизации и акклиматизации оленей в Молдавии // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1980. – С. 267-269.
418. Фадеев Е. В. Современное состояние североевропейской части ареала кабана // Экология, морфол., использ. и охр. диких копытных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1980. – С. 49-50.
419. Фадеев Е. В. Косуля Европейской части СССР // Охота и охот. хоз-во. – 1981. – № 5. – С.18-20.
420. Фадеев Е. В. Размещение и динамика численности кабана на восточноевропейской окраине ареала // Биол. науки: Науч. докл. высш. шк. – 1982. – № 3. – С. 53-57.
421. Фальц-Фейн В. Аскания-Нова. – К.: Аграр. наука, 1997. – 350 с.
422. Фандеев А.А., Никольская В.П. Охотничье-промысловые звери и трофеи. – М.: Россельхозиздат, 1983. – 240 с.
423. Федюшин А. В. Динамика и географическое распространение охотничьей фауны БССР. – Минск: Паля`нічы Беларусі, 1929. – 80 с.
424. Фёдоров С. Краткий очерк охоты и охотничьего хозяйства Херсонского округа за 1924 г. // Укр. охотник и рыболов. – 1926. – № 11. – С. 23- 23.
425. Филиппченко Ю. А. Краниологическое исследование диких видов свиней // Проблемы происхождения домашних животных. – М.: Изд-во АН СССР. – 1933. – С. 157-184.
426. Филонов К. П. Динамика численности копытных животных и заповедность // Охотоведение. – М.: Лес. пром-ть, 1977. – 232 с.

427. Филонов К. П. Лось. – М.: Лес. пром-ть, 1983. – 246 с.
428. Филонов К. П. Копытные животные и крупные хищники на заповедных территориях. – М.: Наука, 1989. – 256 с.
429. Формозов А.Н. Снежный покров как фактор среды, его значение в жизни птиц и млекопитающих. – М.: Изд-во МОИП, 1946. – 141 с.
430. Формозов А.Н. О движении и колебании границ распространения млекопитающих и птиц // География населения живот. и методы её изучения. – М.: Наука. – 1959. – С. 172-196.
431. Формозов А.Н. Изменение природных условий степного юга европейской части СССР за последние сто лет и некоторые черты современной фауны степей // Проблемы экол. и географии животных. – М.: Наука. – 1981. – С. 52-119.
432. Фортунатов Б.К. О генеральном плане реконструкции промысловой фауны европейской части СССР и Украины // Природа и социалист. хоз-во. – М. – 1933. – Т. 6. – С. 90-109.
433. Херувимов В.Д. Лось (сравнительные исследования на примере тамбовской популяции). – Воронеж: Центрально-Черноземн. кн. изд-во, 1969. – 432 с.
434. Холостов В.Г. Кабан в Архангельской области // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1956. – Т. 61. – Вып. 4. – С. 82.
435. Цалкин И.Г. Млекопитающие Северного Причерноморья в скифо-сарматскую эпоху // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1959. – Т. 64. – Вып. 2. – С.19-37.
436. Цалкин В.И. Домашние и дикие животные Северного Причерноморья в эпоху раннего железа // Матер. и исслед. по археологии СССР. – М.: Изд-во АН СССР. – 1960. – Т. 53. – С. 7-109.
437. Цалкин И.Г. Древнейшие домашние животные Восточной Европы // Матер. и исслед. по археологии СССР. – М.: Изд-во АН СССР. – 1970. – Т. 161. – 280 с.
438. Царёв С. А. Кабан. Социальное и территориальное поведение // Охотничьи животные России. – М. – 2000. – Вып. 3. – 113 с.
439. Четвериков С.С. Волны жизни. (Из лепидоптерических наблюдений за лето

- 1903 г.) // Пробл. общ. биол. и генететики. – Новосибирск: Наука. – 1983. – С. 76-83.
440. Черепанов Н. Европейский олень Боровского хозяйства // Охота и охот. хозяйство. – 1980. – № 6. – С. 10-11.
441. Чернов Ю.И. Природная зональность и животный мир суши. – М.: Мысль, 1975. – 222 с.
442. Чиркова А.Ф. Кольцевание лисиц // Тр. ВНИИОП. – М. – 1955. – Вып. 14. – С. 25-32.
443. Шапошников Л.В. Акклиматизация и формообразование у млекопитающих // Зоол. журн. – 1958. – Т. 37. – Вып. 9. – С. 1281-1290.
444. Шарлемань М. Зоогеография УСРР. – К.: Вид-во АН УСРР, 1937. – 234 с.
445. Шарлемань М. Находки корсака и каменки-плясуны на Украине и их зоогеографическое значение // Природа. – 1948. – № 9. – С. 67
446. Шаталова С.П. Сезонные особенности размножения зайца-русака на юге Украины // Уч. зап. Моск. гос. пед. ин-та. – 1971. – Вып. 465. – С. 135-144.
447. Шаталова С.П. О явлении суперфетации у зайца-русака // Фауна и экология назем. позвон. – М.: Изд-во Моск. педин-та. – 1981. – Вып. 465. – С. 101-103.
448. Шахмарданов З.А. Численность и промысел корсака в Дагестане // Редкие виды млекопитающих СССР и их охрана: Матер. 3 всесоюз. науч. совещ. – М. – 1993. – С. 140-141.
449. Шварц С.С. Внутривидовая изменчивость млекопитающих и методы её изучения // Зоол. журн. – 1963. – Т. 42. – Вып. 3. – С. 417-434.
450. Шварц С. С., Михеева К. В. Теоретические основы рационального использования охотничье-промысловых животных // Итоги науки и техники: Зоол. позвон. – М.: Изд-во ВИНТИ. – 1976. – Т. 8. – С. 8-67
451. Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. – М.: Наука, 1980. – 278 с.
452. Шевченко Л.С. Влияние ДДТ и хлорофоса на генеративную функцию зайца-

- русака (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) // Вестн. зоол. – 1969. – № 6. – С. 27-31.
453. Шевченко Л.С. Особенности размножения *Lepus europaeus* (Pallas) на территории Украины // Перв. междун. конгр. по млекопитающим: Тез. докл. – М.: Изд. ВИНТИ. – 1974. – С. 334-335.
454. Шевченко Л.С. Краниометрические показатели обыкновенной лисицы европейской части СССР // Вестн. зоол. – 1987. – №3. – С. 63-71.
455. Шевченко Л.С., Борисовец Б.Э. Внутривидовая структура хищных млекопитающих Европейской части СССР (с использованием многомерного анализа). Сообщение 2. Лисица обыкновенная // Вестн. зоол. – 1990. – № 4. – С. 46-57.
456. Шейгас И.Н. Исследование диких копытных // Вестн. зоол. – Биоразнообразие Джарылгача: современ. состояние и пути сохранения: Суплем. – К. – 2000. – С. 93-94.
457. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Андриенко Т. Л. Растительность степной зоны // Природа Украинской ССР. – К.: Наук. думка. – 1985. – С. 184 -193.
458. Шерешевский Э. Современное распространение косули в Крыму // Укр. мислив. та рибалка. – Харків. – 1927. – № 3. – С. 60-61.
459. Шилов И. А. Физиологическая экология животных. – М.: Высшая школа, 1985. – 328 с.
460. Шмальгаузен И. И. Интеграция биологических систем и их саморегуляция // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1961 – Т. 66. – Вып. 2. – С. 104-134.
461. Шмальгаузен И. И. Организм как целое в индивидуальном и историческом развитии. – М.: Наука, 1982. – 383 с.
462. Шмидт А. Херсонская губерния // Матер. для географии и статистики России, собранные офицерами Генштаба. – Спб, 1863. – Ч. 1. – 601 с. – Ч. 2. – 874 с.
463. Шмидт-Ниельсен К. Физиология животных. Приспособление и среда. (В 2-х кн.). – М.: Мир, 1982. – 800 с.
464. Шмидт-Ниельсен К. Размеры животных: почему они так важны? – М.: Мир,

1987. – 259 с.
465. Шнаревич И.Д. Млекопитающие Советской Буковины // Животный мир Советской Буковины. – Черновцы: Изд-во Черновиц. гос. ун-та. – 1959. – С. 5-65.
466. Шнирельман В. Происхождение скотоводства. – М.: Наука, 1980. – 330 с.
467. Шостак С. В. О стадности благородного оленя в Беловежской пуще // Развитие охот. хоз-ва Украинской ССР: Матер. 2 науч.-произв. конфер. – К. – 1973. – С. 250-253.
468. Шостак С. В. О плодовитости европейского благородного оленя в Беловежской Пуще // Беловежская Пуща. – Минск: Ураджай. – 1975. – Вып. 9. – С. 137-144.
469. Шостак С. В. Размножение европейского благородного оленя в Беловежской Пуще // Беловежская Пуща. – Минск: Ураджай. – 1976. – Вып. 10. – С. 81-93.
470. Шостак С. В. Определение возраста европейского благородного оленя. – Минск: Ураджай, 1988. – 62 с.
471. Шостенко-Десятова Н.О., Шаліт М. Матеріали до вивчення рослинності Дніпропетровської та Одеської областей // Праці наук.-дослід. ін-ту ботаніки Харківського держ. ун-ту. – Харків. – 1937. – Т. 2. – С. 67-116.
472. Штуббе Г., Брухгольц З. Опыты по гибридизации европейской и сибирской косуль // Зоол. журн. – 1979. – Т. 58. – Вып. 9. – С. 1398-1403.
473. Шулятьев А.А. Разведение диких кроликов в антропогенном ландшафте Крыма // Влияние антропоген. трансформ. ландшафта на население наземн. позвоночных: Тез. докл. всесоюз. совещ. – М. – 1987. – Ч. 1. – С. 282-283.
474. Щёголева С. В. Некоторые пространственно-временные закономерности сезонного развития природы в степных и лесостепных областях Европейской территории СССР // Сезонная жизнь природы Русской равнины. – Л.: Наука. – 1980. – С. 5-12.
475. Юдин В. Г. Енотовидная собака Приморья и Приамурья. – М.: Наука, 1977. – 162 с.

476. Юргенсон П.Б. Лось в центральных районах европейской части СССР // Лось и его промысел. – М. – 1935. – С. 5-102.
477. Юргенсон П.Б. Размеры пользования охотничьими ресурсами // Охота и охот. хоз-во. – 1964. – № 5. – С. 19-21.
478. Юргенсон П.Б. Возрастная структура популяций и динамика плодовитости охотничьих животных // Зоол. журн. – 1966. – Т. 55. – Вып. 2. – С. 161-171.
479. Юргенсон 1970. П.Б. Теория размещения, пространственный анализ и прикладная экология животных // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1970. – Т. 75. – Вып. 6. – С. 5-16.
480. Яблоков В.В. Изменчивость млекопитающих. – М.: Наука, 1966. – 363 с.
481. Яблоков В.В. Популяционная биология. – М.: Высшая школа, 1987. – 303 с.
482. Яворницький Д. І. Історія запорізьких козаків. – Львів: Світ, 1992. – Т. 3. – 454 с.
483. Янушко П.А. Образ жизни крымских оленей и их влияние на естественное возобновление // Тр. Крым. гос. запов. – Симферополь. – 1957. – Т. 4. – С. 107-138.
484. Янушко П.А. Строение и физиологические изменения половых желез крымских оленей в различные сезоны года // Тр. Крым. гос. запов. – Симферополь. – 1957. – Т. 4. – С. 139-155.
485. Янушко П.А. Динамика численности крымских оленей // Зоол. жур. – М. – 1958. – Т. 37. – Вып. 8. – С. 1228-1235.
486. Ables E. An exceptional fox movement // J. Mammal. – 1965. – 46. – N 1. – P. 102.
487. Ahrens M. Der Feldhase in Ostdeutschland: Has` hopp!?! // Wild und Hund. – 1998. – N 21. – S. 54-59.
488. Almasan H. Einige Daten über Schädelmaße des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) im Verhältnis zum Alter // Z. Jagdwiss. – 1970. – B. 16. – N 24. – S. 172-175.
489. Almasan H., Cazacu I. Der Hase in der Sozialistischen Republik Rumänien // Ecol.

- and manag. Europ. hare populations. – Warszawa: Państw. w-wo roln. i lesne. – 1976. – S. 29-31.
490. Andrzejewski R. Spotty mutation of the wild boar *Sus scrofa* Linnaeus, 1758 // *Acta theriol.* – 1974. – 19. – N 1-13. – P. 159-163.
491. Andrzejewski R., Jezierski W. Management of a wild boar population and its effects on commercial lang // *Acta theriol.* – 1978. – N 19-30. – P. 309-339.
492. Arthur L.M., Robert W.W. Assessing the demand for wildlife resource's a first step // *Wildlife Soc. Bull.* – 1979. – 7. – N 1. – P. 30-34.
493. Ashby K.R., Henry B.A. Age criteria and life expectancy of Roe deer (*Capreolus capreolus*) in coniferous forest in North-eastern England // *J. Zool.* – 1979. – 189. – N 2. – P. 208-220.
494. Axelrod D.I. Quaternary extinctions of large mammals // *Univ. Calif. Publ. Geol. Sci.* – 1967. – N 74. – P. 1-42.
495. Barbu P. La nourriture du nyctereute du delta Danube // *Rev. roumaine biol. Ser. zool.* – 1968. – Vol. 13. – N 5. – P. 103-115.
496. Blume K., Hopp P.-J. Die Saujagd der Streiken // *Wild und Hund.* – 1986. – 89. – N 12. – S. 52-56
497. Borowski S., Buchalczyk T. Liscebnose zajecy na terenie opolowanym i nie opolowanym // *Łowiec polski.* – 1968. – N 20. – P. 6-7.
498. Bowles J. B., Gladfelter H. L. Movement of moose south of traditional range in the upper Midwestern United States // *Proc. Iowa Acad. Sci.* – 1980. – 87. – N 4-3. – P. 124-125.
499. Briedermann L. Die Rolle des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.) bei der Steigerung der Jagdwirtschaftlichen produktivität // *Tr. 9 meždunar. kongr. biologov-ochotovedov.* – M. – 1970. – C. 802-806.
500. Briedermann L. Ergebnisse einer Inhaltsanalyse von 665 Wildschweinmagen // *Zool. Garten N. F.* – Jena. – 1976. – B. 46. – N 3. – S. 157-185.
501. Broekhuizen S. The Situation of Hare populations in the Netherlands // *Ecol. and*

- manag. Europ. hare populations. – Warszawa: Państw. w-wo roln. i lesne. –1976. – S. 23-24.
502. Broekhuizen S. Survival in adult european hares // *Acta theriol.* – 1979. – Vol. 24. – N 32-38. – P. 465-474.
503. Brown L. Wildlife v sheep and cattle in Africa // *Oryx.* – 1969. – 10 – N 22. – P. 92-101.
504. Buechner M. A geometric model of vertebrate dispersal: tests and implications // *Ecology.* – 1987. – 68. – N 2. – P. 310-318.
505. Cederlung G., Sandegren F., Larsson K. Summer movements of female moose and dispersal of their offspring // *J. Wildlife Manag.* – 1987. – 51. – N 2. – P. 342-352.
506. Caboń-Raczyńska K. Variability of the body weight of european hares // *Acta theriol.* – 1974. – Vol. 19. – N 1-13. – P. 69-80.
507. Caze T.I. A general explanation for insular body size trends in terrestrial vertebrates // *Ecology.* – 1978. – 59. – N 1. – P. 1-18.
508. Cibien C., Sempere A. Food Availability as a Factor in Habitat Use by Roe Deer // *Acta theriol.* – 1989. – Vol. 34. – N 7. – P. 111-123.
509. Dardaillon M. Seasonal Feeding Habits of the Wild Boar in a Mediterranean Wetland, the Camargue (Southern France) // *Acta Theriol.* – 1987. – 32. – N 23. – P. 389-401.
510. Dardaillon M. Age-class influences on feeding choices of free-ranging wild-boars (*Sus scrofa*) // *Can. J. Zool.* – 1989. – N 67. – P. 2792-2796.
511. Demeter A., Spassov N. *Canis aureus* Linnaeus, 1758. Schakal, Goldschakal // *Handbuch der Säugetiere Europas.* – Wiesbaden: AULA-Verlag, 1993. – 5. – H. 1. – 527 S.
512. 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.
513. Drechsler H. Über die Geweihbildung bei Rothirsch im “Rotwildring Harz” in

- den Jahren 1959-1978 // Z. Jagdwiss. – 1980. – 26. – N 4. – P. 207-219.
514. Durand D., Greenwood J.A. Modifications of the Rayleigh test for uniformity in analysis of two-dimensional orientation data // J. Geol. – 1958. – N 66. – P. 229-238.
515. Eiberle K., Matter J.-F. Ergebnisse einer Streckenanalyse beim Feldhasen // Z. Jagdwiss. – 1982. – Bd. 28. – H. 3. – S. 178-193.
516. Ellenberg H. Überlebensraten von des Rehkitzen im Rehgatter Stammham // Z. Jagdwiss. – 1974. – Bd. 20. – N 1. – S. 48-50.
517. Ellenberg H. Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa // Spixiana. – 1978. – Suppl. – N 2. – 211 S.
518. Engl D. Rehwildmarkierung // Österr. Weidwerk. – 1983. – N 5. – S. 210-212.
519. Erkinaro E., Heikura K., Lindgren E., Pulliainen E., Sulkava S. Occurrence and spread of the wild boar (*Sus scrofa*) in eastern Fennoscandia // Mem. Soc. fauna fenn. – 1982. – 58. – N 2. – P. 39-47.
520. Errington P. L. Predation and vertebrate populations // Quart. Rev. Biol. – 1946. – Vol. 21. – N 2-3. – P. 144-245.
521. Espmark Y. Dominance relationships as a possible regulating factor in roe deer and reindeer populations // IUCN Publs New ser. – 1974. – N 24/2. – P. 787-796.
522. Essen L. Das Rehwild in Sweden // Beitr. Jagd- und Wildforsch. – Berlin. – 1966. – B. 5. – N 90. – S. 143-147.
523. 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.
524. Flux J.E. Reproduction and body weights of the hare *Lepus europaeus* Pallas in New Zealand // Proc., N. Z. Ecol. Soc. – 1967. – 10. – N 2. – P. 357-401.
525. Förster A. Wild und Vegetation im Reischwald Kleve // Z. Jagdwiss. – 1998. – N 44. – S. 66-77.
526. Frylestam B. Structure, size and dynamic of three european hare populations in Soutern Sweden // Acta theriol. – 1979. – Vol. 34. – N 15. – P. 227- 234.
527. Gager F. Rehgehörn-Typen. – Berlin: A. Hugos Jagdztg., 1900. – 43 S.

528. Genov P., Food composition of the wild boar (*Sus scrofa attila* Thos.) in the Danubian plain // Экология. – Свердловск. – 1987. – N 20. – P. 47-57.
529. Genov P., Nikolov H., Massei G., Gerasimov S. Craniometrical analysis of Bulgarian wild boar (*Sus scrofa*) populations // J. Zool. – 1991. – 225. – N 2. – P. 309-325.
530. Gibson W.N. Roe deer in Scotland and recent developments in their management control // Forestry. – 1967. – Suppl. – P. 32-36.
531. Gurke W. Dem Rehwild merh Aufmerksamkeit Landjähige Erkenntnisse bei der Bewirtschaftung des Rhewildes im Bezirk Neubrandenburg // Unser Jagd. – 1989. – 38. – N 12. – S. 362-363.
532. Harrington R. Hybridation in deer – its detection and uses // Bull. Roy. Soc. N. Z. – 1985. – N 22. – P. 62.
533. Harris P., Duff K. The brown hare // Animals. – 1970. – 13. – N 5. – P. 196-199.
534. Heil F., Bühligen A. Gedanken zum Hasenproblem // Unsere Jagd. – 1973. – 23. – N 10. – S. 300-301.
535. Helle E., Taskinen K. Supikoiran liikkuvuus ja koko Etel-Suomessa // Suomen Riisia. – 1991. – N 37. – S. 101-109.
536. Hengeveld K. Mechanisms of the biological invasions // J. Biogeogr. – 1988. – 15. – N 5-6. – P. 819-828.
537. Hoesch R. Hasensterblichkeit // Wild und Hund. – 1979. – 82. – N 1. – S. 25-27.
538. Hoi-Leitner M., Kraus E. Der Goldschakal, *Canis aureus* (Linnaeus, 1758) in Österreich // Bonn. zool. Beitr. – 1989. – B. 40. – N 3-4. – S. 197-204.
539. Hopp P.-J. Schweinereien, Feststellungen, Beispiele und Vorschläge zur Bejagung des Schwarzwildes // Wild und Hund. – 1979. – 82. – N 10. – S. 236-239.
540. Hromas J., Zach J. Metoda stanoveni strukturu normovaných stavů zvěři // Folia venatoria. – 1977. – N 7. – S. 354-365.
541. Hyvärinen H., Kay R.N.B., Hamilton W.J. Variation in the weight, specific gravity and composition of the antlers of red deer (*Cervus elafus* L.) // Brit. J. Nutr. – 1977. –

38. – N 3. – P. 301-311.
542. Iff U. Alterbestimmung und -schätzung beim Schwarzwild // Wild und Hund, 1983. – 86. – N 11. – S. 26-30.
543. Jensen B. Preliminary results from the marking of foxes (*Vulpes vulpes* L.) in Denmark // Dan. Rev. Game Biol. – 1968. – Vol. 5. – N 4. – P. 131-139.
544. Jensen B. Effect of a fox kontrol programme on the bag of some other game species // Тр. 9 междунар. конгресс биологов-охотоведов. – М. – 1970. – С. 480.
545. Jezierski W. Studies on the European hare. VII. Changes in some elements of the structure and size population // Acta theriol. – 1965. – 10. – N 1-5. – P. 11-25.
546. Jonsson L. From wild boar to domestic pig – a resessment of neolithic swine of northwestern Europe // Striae. – 1986. – Vol. 24. – P. 125-129.
547. Jovanović V., Selmić V., Aleksić D. Proučavanje starosne strukture zečeva tokom poslednjih deset godina u lovištima Vojvodina // Vet. glas. – 1981. – 35. – N 5. – P. 455-464.
548. Kabudi P. Identifé spécifique du sanglier (*Sus scrofa*) des bois de Nismes et de Transinne en Ardenne // Cah. éthol. appl. – 1987. – 7. – N 2. – P. 99-108.
549. Kalela O. Zur säkularen Rhytmik in der Arealveränderung europäischer Vögel und Säugetiere, mit besonderer Berücksichtigung der Überwinter ungsverhältnisse aus Kausalfaktor // Ornis Fenn. – 1950. – Vol. 27. – N 1. – S. 1-30.
550. Kardell L., Källman S. Heavy metal in antlers of roe deer from two swedisch forests // AMBIO. – 1986. – N 4. – P. 232-235.
551. Kaluziński J. Sarna (*Capreolus capreolus* L.) populacji polnej pod Czempiniem // Rocz. AR Pozn. – 1978. – N 100. – P. 83-93.
552. Keith L.B. Role of food in hare population cycles // Oikos. – Kopengagen. – 1983. – 40. – N 3. – P. 385-395.
553. Klomp H., van Montfort M.A.J. Tammes P.M.J. Sexual reproduction and underpopulation // Arch. Néerlandaises Zool. – 1964. – 16. – p. 105-110.
554. Kovaács G., Oscényi M. Age strusture and survival of a European hare population

- determined by periosteal growth lines. Preliminary study // *Acta ecol. appl.* – 1981. – 2. – N 3. – P. 241-245.
555. Kratochvil Z., Kux Z. Kranimetriesche Untersuchungen an Rehgeissen // *Prirodověd. pr. Ustavu ČSAV Brně.* – 1984. – 18. – N 12. – 625 S.
556. Kratochvil Z., Kux Z., Picula J. Age structure and reproduction of a population of *Sus scrofa* in Czechoslovakia // *Folia zool.* – 1986. – V. 35. – N 4. – P. 311-324.
557. Krebs C.J., Myers J.H. Population cycles in small mammals // *Adv. Ecol. Res.* – London-N.York. – 1974. – Vol. 8. – P. 267-339.
558. Krefting L.W. Moose distribution and habitat selection in North Central North America // *Natur. canad.* – 1974. – Vol. 101. – N 1-2. – P. 81-100.
559. Lapini L., Perco F. Primi dati sullo dorato (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Italia (Mammalia, Carnivora, Canidae) // *Ric. biol. seluag.* – 1988. – 14. – N 1. – Suppl. – P. 627-628.
560. Lasota-Moskalewska A., Kobryn H., Swiezynski K. Changes in the size of the domestic and wild pig in the territory of Poland from the Neolithic to the Middle Ages // *Acta theriol.*, 1987. – Vol. 32. – N 1-10. – P. 51-81.
561. Lauckhart J.B. Wildlife population fundamentals // *Trans. 27th N. Amer. Wildlife and Natur. Resources Conf.*, Denver, Colo, 1962. – P. 233-241.
562. Leopold A. Game management. – N. York: Charles Scribner's Sons, 1933. – 481 p.
563. Lewin R. Food fuels reproductive success // *Science.* – 1982. – 217. – N 4556. – P. 238-239.
564. Lewin R. Inbreeding costs swamp benefit // *Science.* – 1989. – 243. – N 4890. – P. 482.
565. Linke W. Der Rothirsch. – Wittenberg Lutherstadt: A. Ziemsen Verlag. – 1957. – 127 S.
566. Lockow K.-W., Dittrich G. Ist die Eissprosse ein objektives Beurteilungskriterium des Rothirschgeweiches? // *Unsere Jagd.* – 1986. – 36. – N 9. – S. 268-269.
567. Lloyd H.G., Jensen B., Haaften van J.L. e. a. Annual Turnover of Fox Population in

- Europe // Zbl. Vet. Med. –Berlin und Hamburg: Verlag Paul Parey. – 1976. – B. 23. – P. 580-589.
568. Markgren G. Om rådjuren (*Capreolus capreolus*) i Nordsverige och deras vinterekologi // Zool. revy. – 1966. – 28. – N 4. – S. 97-107.
569. Martin P.S., Wright H. E. Jr. (eds.) Pleistocene Extinctions // The Search for Cause. Connecticut. – Nev Haven: Yale University Press, 1967. – 278 P.
570. Martin P.S. The discovery of America // Science, 1973. – Vol. 179. – P. 969-974.
571. Martini H. Ursache auffalend hoer Hasenstrecken des Saarlandes in den Jagdjahren mit sehr niedrigen tollwutbedingten Fuchsdichten von 1968/69 bis 1974/75 // Z. Jagdwiss. – 1983. – 29. – N 1. – S-1-12.
572. Matheson C. Fluctuation in numbers of brown hares // Proc. Zool. Soc. London. – 1964. – 143. – N 2. – P. 331-333.
573. Matrai K., Kabai P. Winter Plant Selektion by Red and Roe Deer in a Forest Habitat in Hungary // Acta theriol. – 1989. – Vol. 34. – N 15. – P. 227- 234.
574. Mauget R. Seasonal changes in growth and food intake in the wild boarendocrine correlates // Regul. endocrinien. et adapt. environ.: Colloq. int. Cent. étud. biol. anim. sauvag., Chize, 1-5 jull., 1985. – Paris. – 1986. – P. 325-328.
575. Mc Cullough D. Lohg rangemovements of large terrestrial mammals // Contrib. Mar. Sci. – 1985. – 27. – Suppl. – P. 444-465.
576. Meerwarth H. Lebensbilder aus der Tierwelt. Säugetiere 1. – Leipzig: Verlag R. Voigtländer, 1909. – B. 1. – 628 S.
577. Menzel K. Froschlinge, überläufer, grobe Sauen // Wild und Hund. – 1981. – 84. – N 16. – S. 386-389.
578. Möller D. Die Fertilität der Feldhasenpopulationen // Ecol. and manag. Europ. hare populations. – Warszawa: Panstv. w-wo roln. i lesne. – 1976. – S. 69-74.
579. Möller D. Beitrage zur Alterbestimmung des Schwarzwildes // Unsere Jagd. – 1984. – 34. – N 11. – S. 232-233.
580. Netschas J. Zur Anpassungsfähigkeit des Rehwildes in der Großlandwirtschaft //

- Tagungsber. Dtsch. Akad. Landwirtschaftswiss. – Berlin. – 1968. – N 104. – S. 27-34.
581. Passarge H. Über die Bedeutung von Altricken für die Rhewildpopulation // Beitr. Forstwirt. – 1972. – 6. – N 2. – S. 20-25.
582. Pavlov P.M., Hone J. The behavior of feral pigs, *Sus scrofa*, in flocks of lambing ewes // Austral. Wildlife Res. – 1982. – 9. – N 1. – P. 101-109.
583. Pelzers E. Het wilde zwijn *Sus scrofa* in Nederland voor de tweede wereldoorlog // Lutra. – 1988. – 31. – N 2. – C. 145-152.
584. Pépin D. Phase finale du cycle de reproduction du lièvre, *Lepus europaeus* // Mammalia. – 1977. – 41. – N 2. – P. 221-230.
585. Pépin D. Structure de populations de lièvres en automne dans différents agrosystèmes // Ann. Zool. Ecol. anim. – 1978. – 10. – N 1. – P. 97-112.
586. Pépin D. Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large-scale farming area // J. Appl. Ecol. – 1987. – 24. – N 3. – P. 725-734.
587. Pépin D., Spitz F., Janeau G., Valet G. Dynamics of reproduction and development of weight in the wild boar (*Sus scrofa*) in South-west France // Z. Säugetierk. – 1987. – B. 52. – N 1. – S. 21-30.
588. Pereira M.J.R. Effects of human and wolf (*Canis lupus*) presence on a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in Northeastern Portugal (Serra da Noqueira) Trans 17th Congr. Int. Union Game Biol. – Brussels. – 1985. – P. 671-678.
589. Peters R.H., Raelson J.V. Relations between individual size mammalian population density // Amer. Natur. – 1984. – 124. – N 4. – P. 498-517.
590. Petrow P. Über den Hasenbestand in Bulgarien // Ecol. and manag. Europ. hare populations. – Warszawa: Państw. w-wo roln. i lesn. – 1976. – S. 1-3.
591. Pfeiffer G., Sacher F., Walter U. Bioindikator rehwild: Pb- und Cd-Belastung einer oberbayerischen Bergjagd und einer klimatisch benachbarten Jagd in Tallage // Arch. Lebensmittelhyg. – 1987. – 38. – N 4. – S. 107-113.
592. Pielowski Z. Die Jahresbilanz einer Hasenpopulation in Polen // Tagungsber. Dtsch. Akad. Landwirtschaftswiss. – Berlin. – 1968. – N 4. – S. 129-137.

593. Pielowski Z. The individual growth curve of the hare // *Acta theriol.* – 1971. – Vol. 16. – N 1-7. – P. 79-88.
594. 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.
595. 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.
596. Pielowski Z. The role of foxes in the reduction of the European hare populations // *Ecol. and manag. Europ. hare populations.* – Warszawa: Panstv. w-wo roln. i lesne. – 1976. – S. 135-148.
597. Pielowski Z. Hynting activity vs. population dynamics of the European hare // *Ecol. and manag. Europ. hare populations.* – Warszawa: Panstv. w-wo roln. i lesne. – 1976. – S. 259-263.
598. Podradsky V., Brtek L. Populačné vlny niektorej polovnice a dravej žveri 1865-1897 // *Biologia ČSSR.* – 1967. – 22. – N 10. – P. 751-761.
599. Pimlott D.N. Predation and productivity of Game populations in North America // *Тр. 9 междунар. конгресс биологов-охотоведов.* – М. – 1970. – С. 63-73.
600. Pine D., Gerdes G. Wild pigs in Monterey County, California // *Califf. Fish and Game.* – 1973. – 59. – N 2. – P. 126-137.
601. Prior R. The roe deer of Cranborne Chase. An ecological survey. – Oxford-London: Univ. Press., 1968. – 222 pp.
602. Pullainen E. Occurrence and spread of the roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in eastern Fennoscandia since 1970 // *Mem. Soc. Fauna et Flora Fenn.* – Vol. 56. – N 1. – 1980. – P. 28-32.
603. Raesfeld F. Das Rhewild. – Hamburg-Berlin: Parey, 1956. – 328 S.
604. Raesfeld F., Neuhaus A.H., Schaich K. Das Rhewild. – Hamburg-Berlin: Parey, 1978. – S. 348.

605. Ralls K. Mammals in which females are larger than males // *Quart. Rev. Biol.* – 1976. – 51. – N 2. – 245-276.
606. Rajakoski E., Koivisto I. Possible reasons for the Variations in the moose population in Finland // *Труды 9 междунар. конгр. биологов-охотоведов.* – М. – 1970. – С. 799-801.
607. Reimoser F., Zandl J. Rhewildmarkirung // *Österr. Weidwerk.* – 1987. – N 5. – S. 4-5.
608. Reinken G. Landwirtschaftliche Hirschhaltung – eine Alternative zur umweltfreundlichen Grünlandnutzung. // *Z. Jagdwissenschaft.* – 44. – 1998. – S. 78 - 84.
609. Rieck W. Die Jagdliche Nutzung des Hasenbesatzes // *Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen und Mitt.* – 1963. – N 33. – S. 137-143.
610. Sabadoš K., Rázus M. Zhotnotenie poplatkového odstrelu polovnej zveri v režijných revíroch štátnych lesov na Slovensku za roky 1974-1984 // *Folia venator. (ČSSR).* – 1987. – 17. – С. 281-287.
611. Schröpfer R., Nyenhuis H. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für Feldhase // *Z. Jagdwiss.* – 1982. – Bd. 28. – N 4. – S. 213-231.
612. Seber A. Gute und schlechte Hasenjahren // *Wild und Hund.* – 1977. – 80. – N 4. – S. 87-90.
613. Semizorová I. Hmotnost vysušených očních čoček ukazatelem věku zajice polního (*Lepus europaeus* Pall.) // *Lesnictvi.* – 1975. – 21. – N 6. – S. 553-560.
614. Sneath P. H. A., Sokal R.R. Numerical taxonomy. San Francisco: W.H. Freeman and Co., 1973. – 370 p.
615. Spassov N. The position of Jackal in the *Canis* genus and Life-History of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Bulgaria and on the Balkans // *Historia natur. bulgar.* – Sofia. – 1989. – N 1. – P. 44-56.
616. Spinage G. Wild life management- a modern concept // *Afric. Wild Life.* – 1964. – 18. – N 4. – P. 331-336.
617. Spitz F. Aspects demographiques de la strategie adaptive du sanglier (*Sus scrofa*)

- de Camarque // Actes Colloq. biol. populat. – Lyon. – 1987. – P. 585-589.
618. Spitz F. Mortalité et dispersion chez le sanglier (*Sus scrofa*) de Camarque // Gibier faune sauvage. – 1989. – N 6 (mars). – P. 27-42.
619. Spitz F., Pépin D. Aspects démographiques de la stratégie adaptative du sanglier (*Sus scrofa*) // Trans. 17th Congr. Int., Union Game Biol. (Actes Colloq., biol. populat.). – Brussels. – 1985. – Pt. 2. – P. 953-959.
620. Staines B.W. A review of factors affecting deer dispersion and their relevance to management // Mammal Rev. – 1974. – 4. – N 3. – P. 79 - 91.
621. Stěrba F., Zámek L. Parazitární příčiny ztrát srnčí zvěře v letech 1972-1981 // Veterinarství. – 1985. – 35. – N 3. – P. 131-135.
622. Stosic N., Dantic V. Cyclic changes in deer pituitary // Physiol. et pharmacol. acta. – 1966. – 3. – P. 231-237.
623. Stracciari G., Herlanti M., Rosmini R., Malvist K., Stracciari J., Trocchi V. Su un episodio di tossicosi ambientale da fitofarmaci in *Lepus europaeus* Pallas // Ric. Ecol. Selvag. – 1980. – N 6. – P. 28-36.
624. Strandgaard H. The Danish bag record. 1. Studies in Game Geography based on the Danish Bag Record for the years 1957-57 and 1957-58 // Danish Rev. Game Biol. – 1964. – 4. – N 2. – P. 116.
625. Strandgaard H. The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalo and the factors regulating its size // Danish Rev. Game Biol. – 1972. Vol. 7. – N 1. – P. 1-205.
626. Strauß E. Erfassung der Feldhasebesätze in Niedersachsen // AFZ. – Der Wald. – 1998. – N 1. – S. 18-19.
627. Stubbe C. Rehwildbewirtschaftung in den sozialistischen Ländern // Unsere Jagd. – 1976. – 26. – N 11. – S. 326-327.
628. Stubbe C., Stubbe M., Stubbe I. Zur Reproduktion der Rehwildpopulation – *Capreolus c. capreolus* (L., 1758) – des Wildforschungsgebietes // Hercinia. – 1982. – 19. – N 1. – S. 97-109.
629. Stubbe C., Stubbe M. Ergebnisse der Rehwildmarkierung im Wildforschungs-

- gebiet Hakel // Unsere Jagd. – 1985. – 35. – N 12. – S. 355.
630. Stubbe C. Lebensraumnutzung und Populationsumsatz des Schwarzwildes in der DDR – Ergebnisse der Wildmarkierung // Unsere Jagd. – 1987. – 37. – N 8. – S. 220-230.
631. Stubbe C. Zur Entwicklung und Bewirtschaftung der Rehwildbestände in DDR // Unsere Jagd. – 1988. – 38. – N 6. – S. 164-165.
632. Teillaud P. La vie sociale chez le sanglier: Coémergence collective-Indicative // Cahiers d'Ethologie appliquée. – 1986. – 6. – N 2. – P. 157-184.
633. Teillaud P. Strategies alimentaires et statut social chez le sanglier en Captivité // Behavioural Processes. – 1986. – N 12. – P. 327-347.
634. Telleria J.L., Sáez-Royuela, C. L'évolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne // Mammalia. – 1985. – 49. – N 2. – P. 195-202.
635. Uloth W. Bestand, Dichte und Strecke des Schwarzwildes sowie die Qualität seiner Trophäen in der VR Polen // Unsere Jagd. – 1990. – 40. – N 6. – S. 199.
636. Vasiliu G. D. Verzeichnis der Säugetiere Rumuniens // Säugetierk. – 1961. – N 9. – S. 56-68.
637. Volokh A. Craniological effects of the wild boar in the South Ukraine // Euro-American Mammal Congress, Spain. – 1998. – 117. – P. 81.
638. Volokh A.M. The structure and reproduction of wild boar in the Ukrainian step // Euro-American Mammal Congress, Spain. – 1998. – 399. – P. 24.
639. Volokh A. Land mammals of the north-eastern Gydan peninsula in 1989 // Heritage of the Russian Arctic – Moscow: Ecopros Publishers. – 2000. – P. 554-558.
640. Wynne-Edwards V.C. Population control in animals // Scient. Amer. – 1964. – 211. – N 2. – P. 68-74.
641. Woloch A. Wachstumsdynamik der Eckzähne des Schwarzwildes des südlichen Ukraine // Zeits. für Jagdwis. – 2002. – N 48. – S. 186-193.
642. Woloch A. Aktueller Stand der Muffelwildpopulation in der Ukraine // Beiträge zur Jagd & Wildforschung. – 2003. – Bd. 28. – GmbH. – S. 135-141.

643. Wright S. Evolution and the genetics of populations // Experimental results and evolutionary deductions. – Chicago: Univ. Chicago press., 1977. – Vol. 3. – 613 p.
644. Zeida J., Koubek P. On the geographical variability of roebucks (*Capreolus capreolus*) // Folia zool. – 1988. – 37. – N 3. – P. 219-229.

ДОДАТКИ

Додаток А

Таблиця А.1

Основні досліджувані краніометричні показники дикого кабана

№	Краніологічні показники	Абревіатура назв	Особливості вимірювання
1.	Максимальна довжина черепа	MXL	Від переднього краю міжщелепних кісток до середини потиличного гребеня.
2.	Кондило-базальна довжина черепа	KBL	Від переднього краю міжщелепних кістки до заднього краю зчленівних горбків
3.	Основна (базальна) довжина черепа	BL	Від переднього краю міжщелепних кісток до нижнього краю потиличного отвору.
4.	Довжина носових кісток	LN	Максимальна довжина os nasale
5.	Довжина піднебіння	LP	Від переднього краю міжщелепних кісток до виїмки піднебінних кісток
6.	Міжочкова ширина	BWEB	Найменша відстань між оковими ямками.
7.	Ширина між над-оковими виступами	BNEB	Найменша відстань між зовнішніми краями надокрових виступів лобних кісток.
8.	Вилична ширина	SKB	Зовнішня максимальна відстань між виличними кістками.
9.	Висота кальварія	HSK	Від верхнього краю потиличного гребеня до нижнього краю зчленівних горбків
10.	Лицева довжина	LM	Від переднього краю окової ямки до переднього краю міжщелепних кісток
11.	Довжина нижньої щелепи	LLI	Від виступу зубної кістки між першими різцями до її заднього краю.
12.	Довжина симфізу нижньої щелепи	LSIM	Від виступу зубної кістки між першими різцями до заднього з'єднання її гілок.
13.	Висота черепа з нижньою щелепою	GHSK	Довжина перпендикуляра від середини потиличного гребеня до горизонтальної площини.

Таблиця А.4

Мінливість краніометричних показників у кабана у віці 3-18 років

Показники	Стать	n	M $\pm$ m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	54	43.54 $\pm$ 0.29	39. 20-48. 20	4.53	2.13	7. 60
	♀	20	40.03 $\pm$ 0.36	36. 40-42. 70	2.62	1.62	
KBL	♂	43	38.94 $\pm$ 0.33	30. 00-42. 50	4.77	2.18	5. 13
	♀	16	36.58 $\pm$ 0.32	34. 88-39. 70	1.62	1.27	
BL	♂	46	37.58 $\pm$ 0.32	29. 29-41. 44	4.63	2.15	5. 35
	♀	15	35.19 $\pm$ 0.29	33. 47-38. 13	1.25	1.12	
SKB	♂	59	16.48 $\pm$ 0.17	11. 89-18. 70	1.76	1.33	6. 07
	♀	20	14.84 $\pm$ 0.21	12. 17-16. 42	0.91	0.95	
BWEB	♂	62	9.32 $\pm$ 0.09	7. 95-11. 81	0.50	0.71	5. 28
	♀	20	8.57 $\pm$ 0.11	7. 64- 9.65	0.23	0.48	
BHEB	♂	57	12.34 $\pm$ 0.12	10. 45-16. 10	0.87	0.93	2. 53
	♀	18	11.59 $\pm$ 0.27	9. 87-15. 56	1.36	1.17	
LM	♂	52	28.96 $\pm$ 0.33	20. 80-37. 00	5.80	2.41	4. 72
	♀	20	26.79 $\pm$ 0.32	24. 00-29. 90	2.07	1.44	
LN	♂	46	22.70 $\pm$ 0.25	16. 50-25. 00	2.96	1.72	3. 29
	♀	20	21.56 $\pm$ 0.24	19. 50-23. 20	1.12	1.06	
LP	♂	53	26.87 $\pm$ 0.18	21. 00-30. 50	2.44	1.56	5. 55
	♀	19	25.07 $\pm$ 0.27	22. 80-27. 50	1.21	1.10	
LLJ	♂	44	31.83 $\pm$ 0.32	25. 00-37. 70	4.49	2.12	5. 72
	♀	22	29.24 $\pm$ 0.28	26. 70-32. 30	1.73	1.31	
LSIM	♂	44	10.63 $\pm$ 0.19	8. 43-13. 48	1.59	1.26	8. 39
	♀	21	8.65 $\pm$ 0.14	7. 65- 9.67	0.41	0.64	
HSK	♂	36	13.89 $\pm$ 0.19	11. 81-15. 95	1.26	1.12	6. 98
	♀	13	12.16 $\pm$ 0.16	11. 37-13. 28	0.34	0.58	
GHSK	♂	50	23.66 $\pm$ 0.24	20. 20-28. 40	2.89	1.70	3. 96
	♀	17	21.81 $\pm$ 0.38	19. 60-25. 55	2.44	1.56	

Таблиця А.5

Достовірність розбіжностей краніометричних ознак диких кабанів із віддалених географічних популяцій ($\frac{\text{самці}}{\text{самки}}$)

Показники		Південна Україна			
		Кондило- базальна довжина	Вилична ширина	Довжина носових кісток	Заокова ши- рина лобних кісток
Поросята (6 – 10 місяців)					
Карпати	Кондило-базальна довжина	<u>4,1</u> 4,4			
	Вилична ширина		<u>4,9</u> 6,2		
	Довжина носових кісток			<u>3,9</u> 1,8	
	Заокова ширина лоб- них кісток				<u>5,0</u> 7,0
Білорусь	Кондило-базальна довжина	<u>6,1</u> 8,6			
	Вилична ширина		<u>7,0</u> 12,5		
	Довжина носових кісток			<u>5,4</u> 7,0	
	Заокова ширина лобних кісток				<u>6,1</u> 10,7
Дорослі кабани (старші 3 років)					
Карпати	Кондило-базальна довжина	<u>1,0</u> 0,6			
	Вилична ширина		<u>1,1</u> 2,3		
	Довжина носових кісток			<u>2,6</u> 0,8	
	Заокова ширина лобних кісток				<u>1,2</u> 0,7
Білорусь	Кондило-базальна довжина	<u>0,1</u> 2,5			
	Вилична ширина		<u>0,1</u> 0,5		
	Довжина носових кісток			<u>2,6</u> 2,5	
	Заокова ширина лобних кісток				<u>0,8</u> 1,2

Таблиця А.6

Статеві-вікова мінливість краніометричних ознак у європейської козулі
у віці 4-6 місяців

Виміри*	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	11	18.29±0.31	16.00-19.36	1.08	1.04	0.82
	♀	20	18.01±0.13	16.95-19.42	0.36	0.84	
KBL	♂	8	17.10±0.35	15.27-18.32	0.99	0.99	1.13
	♀	19	16.65±0.19	14.55-18.01	0.70	0.84	
BL	♂	7	15.94±0.39	14.18-17.15	1.05	1.03	0.61
	♀	19	15.69±0.14	14.46-16.82	0.36	0.60	
SKB	♂	22	7.95±0.05	7.51-8.43	0.06	0.25	1.57
	♀	27	7.84±0.05	7.36-8.32	0.07	0.26	
MXB	♂	24	8.15±0.07	7.62-9.09	0.13	0.36	2.13
	♀	29	7.89±0.10	5.74-8.54	0.28	0.52	
BWEB	♂	22	4.80±0.05	4.35- 5.21	0.06	0.25	2.50
	♀	26	4.65±0.04	4.26 –5.11	0.05	0.22	
LM	♂	8	9.20±0.19	8.42- 9.85	0.58	0.76	1.64
	♀	19	8.84±0.11	8.12- 9.46	0.22	0.47	
LN	♂	17	5.31±0.09	4.63- 5.95	0.13	0.37	2.89
	♀	24	4.98±0.07	4.21-5.81	0.12	0.34	
CERB	♂	25	5.75±0.06	5.09-6.21	0.08	0.29	0.60
	♀	29	5.67±0.12	5.31-6.25	0.04	0.21	
LLJ	♂	16	14.47±0.18	13.03-15.69	0.53	0.73	1.39
	♀	15	14.17±0.12	12.90-15.75	0.37	0.61	
LTRD	♂	23	5.25±0.09	4.61- 6.31	0.20	0.45	0.98
	♀	30	5.24±0.05	4.61- 6.00	0.09	0.30	
LIRD	♂	14	5.60±0.13	5.03-6.67	0.25	0.50	0.79
	♀	16	5.75±0.14	4.96 -6.68	0.30	0.55	
LDI	♂	14	3.98±0.06	3.47-4.41	0.05	0.23	3.45
	♀	26	3.68±0.10	2.76-4.92	0.26	0.51	

*Запроваджена аббревіатура використана у наведених нижче таблицях з краніометрії козулі (табл. А. 7; А. 8; А. 9): MXL – максимальна довжина черепа; KBL- конділо-базальна довжина черепа; BL- основна довжина черепа; SKB – вилична ширина черепа; MXB – максимальна ширина черепа; BWEB – міжочкова ширина черепа; LM- лицева довжина; LN- максимальна довжина носових кісток; CERB- ширина мозкової капсули; LLJ- довжина нижньої щелепи; LTRD- довжина верхнього ряду корінних зубів; LIRD – довжина нижнього ряду корінних зубів; LDI – довжина діастеми нижнього ряду зубів.

Статеві-вікова мінливість краніометричних ознак у європейської козулі
у віці 15-32 місяців

Виміри	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	19	19.88±0.22	18.59-21.52	0.95	0.97	0.03
	♀	10	19.89±0.23	19.12-21.50	0.52	0.72	
KBL	♂	20	18.58±0.18	17.27-20.10	0.61	0.78	0.49
	♀	10	18.74±0.27	17.79-20.59	0.71	0.84	
BL	♂	20	17.33±0.19	16.08-19.00	0.69	0.83	0.88
	♀	10	17.62±0.27	16.79-19.53	0.71	0.84	
SKB	♂	30	8.46±0.05	7.76-8.92	0.08	0.28	1.03
	♀	15	8.38±0.06	8.03-8.87	0.06	0.24	
MXB	♂	30	8.94±0.08	8.25-9.82	0.20	0.45	3.02
	♀	15	8.62±0.07	8.10-9.09	0.07	0.27	
BWEB	♂	31	5.27±0.07	4.50- 6.59	0.16	0.40	2.36
	♀	15	5.02±0.08	4.78 -5.87	0.08	0.29	
LM	♂	18	10.23±0.17	9.32-11.49	0.50	0.71	0.33
	♀	9	10.29±0.20	9.73-11.58	0.35	0.59	
LN	♂	23	5.90±0.10	4.92-6.78	0.23	0.48	0.86
	♀	10	6.04±0.16	5.52-7.15	0.24	0.49	
CERB	♂	31	6.12±0.04	5.56-6.88	0.06	0.24	1.67
	♀	15	5.98±0.05	5.78-6.31	0.04	0.20	
LLJ	♂	26	15.78±0.17	14.51-18.20	0.76	0.87	0.17
	♀	14	15.81±0.20	14.24-17.37	0.55	0.74	
LTRD	♂	26	5,95±0.07	4.95- 6.36	0.11	0.33	1.67
	♀	13	5.76±0.09	4.90- 6.16	0.18	0.43	
LIRD	♂	25	6.54±0.11	4.90-7.21	0.30	0.55	0.24
	♀	14	6.50±0.13	5.31 -7.37	0.25	0.50	
LDI	♂	24	4.23±0.06	3.62-4.86	0.10	0.32	0.67
	♀	13	4.35±0.17	3.37-5.84	0.36	0.60	

Статеві-вікова мінливість краніометричних ознак у європейської козулі
у віці 42-68 місяців

Виміри	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	22	21.03±0.13	19.88-22.19	0.35	0.59	1.05
	♀	23	20.68±0.14	19.68-22.20	0.43	0.65	
KBL	♂	22	19.77±0.12	18.10-20.81	0.31	0.56	1.47
	♀	23	19.52±0.12	18.47-20.60	0.31	0.55	
BL	♂	21	18.66±0.10	18.03-19.72	0.21	0.46	2.25
	♀	23	18.23±0.12	17.05-19.50	0.32	0.57	
SKB	♂	24	8.80±0.08	8.25-9.46	0.14	0.37	2.81
	♀	27	8.55±0.04	8.05-9.06	0.05	0.22	
MXB	♂	27	9.40±0.08	8.55-10.69	0.19	0.44	4.36
	♀	27	8.99±0.05	8.59-9.81	0.08	0.28	
BWEB	♂	25	5.48±0.12	4.97- 6.39	0.11	0.33	2.18
	♀	28	5.21±0.03	4.93 -5.78	0.03	0.18	
LM	♂	21	11.00±0.09	10.22-11.82	0.18	0.43	1.92
	♀	23	10.77±0.08	10.03-11.26	0.12	0.35	
LN	♂	24	6.52±0.10	5.52-7.39	0.22	0.47	0.67
	♀	25	6.49±0.10	5.72-7.73	0.23	0.48	
CERB	♂	27	6.19±0.04	5.79-6.51	0.05	0.23	0.88
	♀	27	6.14±0.04	5.75-6.48	0.04	0.20	
LLJ	♂	26	16.79±0.07	16.00-17.29	0.12	0.34	2.45
	♀	26	16.45±0.12	15.46-17.92	0.40	0.63	
LTRD	♂	26	6.02±0.04	5.42- 6.41	0.05	0.22	0.08
	♀	27	5.96±0.06	5.53- 6.79	0.10	0.32	
LIRD	♂	25	6.76±0.05	6.21-7.26	0.07	0.27	6.50
	♀	26	6.14±0.04	5.75-6.48	0.04	0.20	
LDI	♂	22	4.62±0.05	4.25-5.02	0.06	0.25	0.75
	♀	25	4.53±0.06	4.06-5.52	0.10	0.32	

Таблиця А. 9

Статеві-вікова мінливість краніометричних ознак у європейської козулі
у віці 77-116 місяців

Виміри	Стать	n	M ± m	Limit	CV, %	σ	t
MXL	♂	27	20.98±0.17	19.02-22.73	0.81	0.90	1.28
	♀	16	20.54±0.18	19.35-21.83	0.46	0.68	
KBL	♂	27	19.73±0.16	17.73-21.15	0.69	0.83	1.48
	♀	16	19.39±0.17	18.31-20.70	0.68	0.66	
BL	♂	27	18.38±0.15	16.48-19.81	0.61	0.78	1.94
	♀	16	17.91±0.19	16.37-19.32	0.56	0.75	
SKB	♂	33	8.86±0.05	8.13-9.33	0.08	0.29	3.50
	♀	17	8.58±0.08	7.99-9.05	0.10	0.32	
MXB	♂	32	9.49±0.05	8.93-10.05	0.08	0.28	3.72
	♀	17	9.14±0.07	8.59-9.73	0.09	0.30	
BWEB	♂	32	5.69±0.05	5.09- 6.44	0.09	0.29	5.57
	♀	18	5.30±0.05	4.95 -5.80	0.05	0.23	
LM	♂	26	10.79±0.12	9.42-12.00	0.40	0.63	0.38
	♀	16	10.88±0.15	9.87-12.10	0.35	0.59	
LN	♂	28	6.36±0.09	5.31-7.25	0.24	0.49	0.57
	♀	17	6.37±0.15	5.38-7.50	0.41	0.64	
CERB	♂	34	6.28±0.05	5.30-6.80	0.07	0.27	1.80
	♀	18	6.16±0.06	5.74-6.73	0.07	0.26	
LLJ	♂	26	16.76±0.13	14.92-18.00	0.42	0.65	1.81
	♀	16	16.31±0.15	15.32-17.41	0.38	0.62	
LTRD	♂	32	5.84±0.05	5.44- 6.42	0.07	0.27	1.60
	♀	19	5.67±0.08	5.13- 6.55	0.12	0.35	
LIRD	♂	28	6.61±0.05	6.04-7.16	0.08	0.29	1.70
	♀	16	6.44±0.08	5.88 -7.20	0.11	0.33	
LDI	♂	23	4.70±0.10	3.93-6.04	0.22	0.47	0.13
	♀	16	4.71±0.12	4.18-6.44	0.24	0.49	

Додаток Б

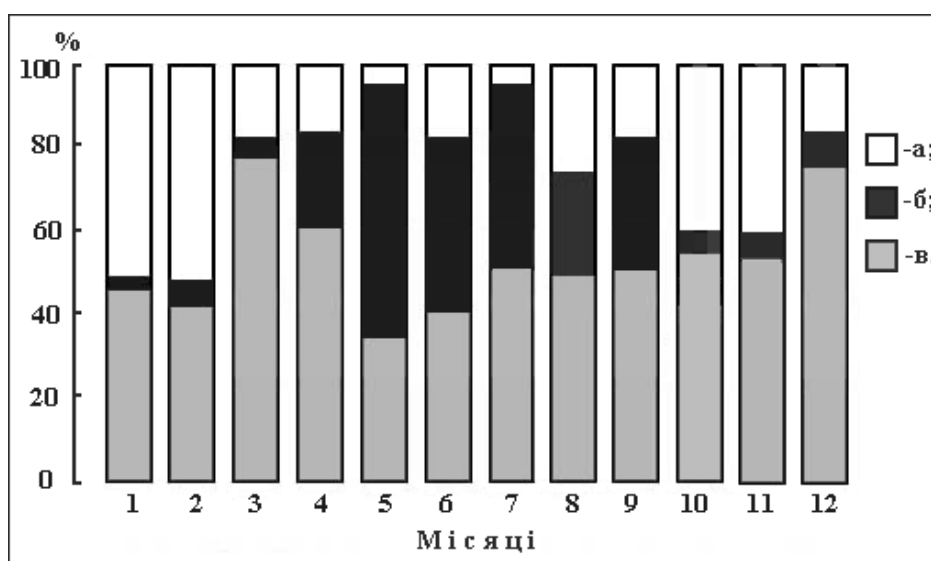


Рис. Б.1. Динаміка використання єнотоподібним собакою жител різного типу упродовж року: а) відкрите лігво; б) складне лігво; в) нора.

Таблиця Б.1

Динаміка стадності благородного оленя на косі Обитічній упродовж року

Місяці	Кількість		M ± m	Limit	σ
	стад	оленів			
Лютий	9	200	22,22±9,50	1 - 91	28,49
Березень	28	124	4,43±1,07	1 -24	5,67
Квітень	66	2001	30,32±5,65	1 – 199	45,91
Травень	21	380	18,10±8,32	1 – 180	38,12
Червень	15	40	2,67± 0,56	1 - 9	2,16
Липень	55	337	6,13±3,10	1 -170	23,01
Серпень	21	68	3,24 ±0,47	1 -8	2,14
Вересень	43	525	12,21± 2,45	1 - 88	16,09
Жовтень	48	255	5,31± 1,35	1 - 60	9,34
Листопад	51	139	2,73±0,35	1 – 12	2,47
Грудень	14	384	27,43±6,49	1 - 83	24,28

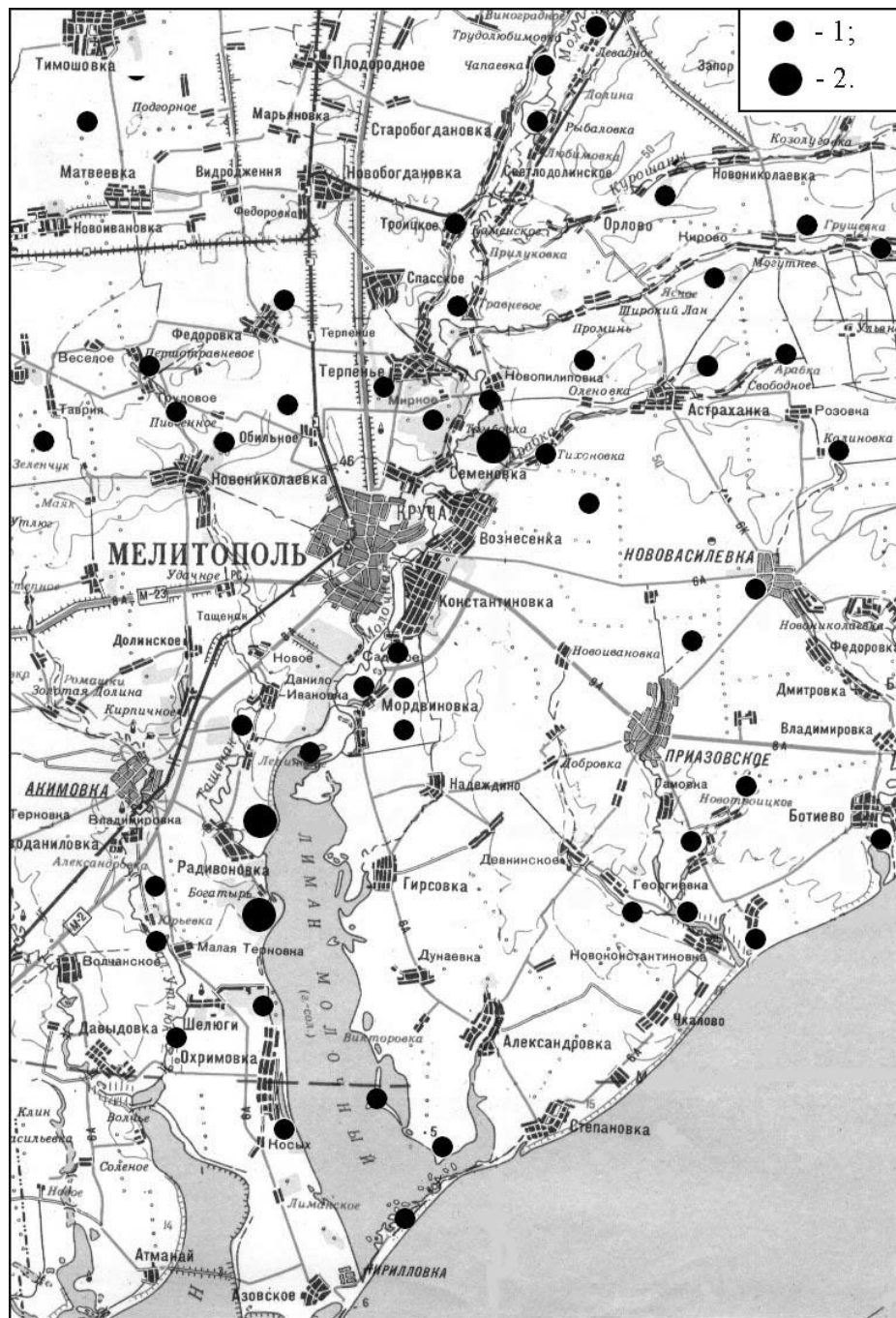


Рис. Б. 2. Розташування осередків дикого кабана у період високої чисельності (1978 - 1992 рр.): 1 – 1-10 особин; 2 – більше 30 особин.

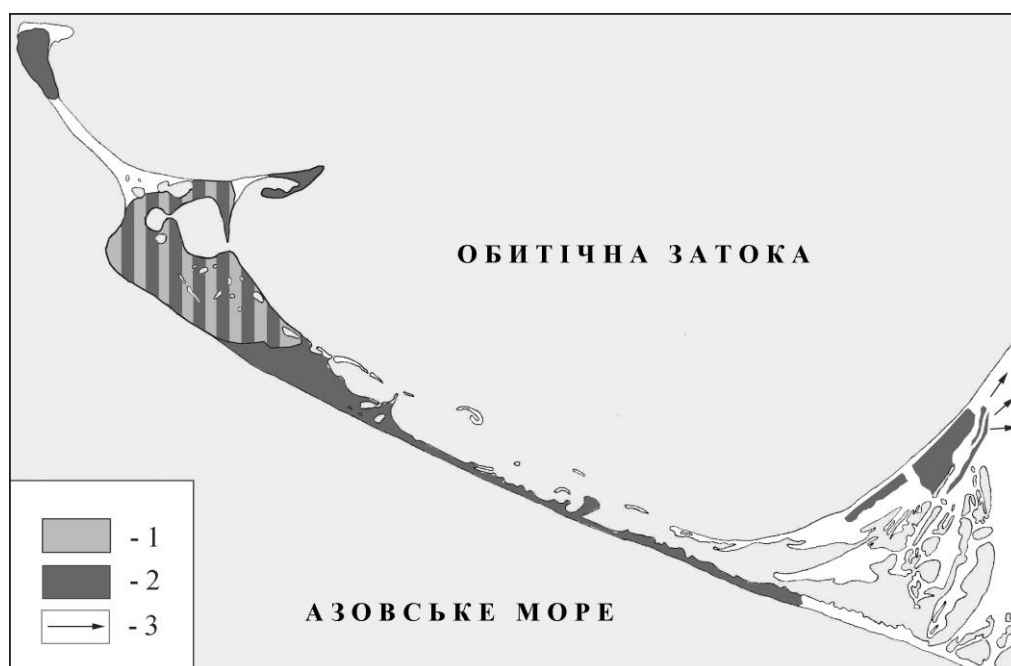


Рис. Б.3. Просторовий розподіл благородного оленя на Обитічній косі за умов різної чисельності і щільності населення:

1 – територія мешкання під час депресії (листопад, 1995 р. – 34 особини); 2 – територія мешкання під час піку чисельності (листопад, 1988 р. – 186 особин); 3 – напрямок міграції.

Таблиця Б.2

Динаміка стадності європейської козулі в степовій зоні упродовж року

Місяці	Кількість		$M \pm m$	Limit	σ
	особин	стад			
Січень	210	39	$5,39 \pm 0,76$	1 - 19	4,77
Лютий	113	34	$3,32 \pm 0,33$	1 - 8	1,90
Березень	60	16	$3,75 \pm 0,84$	1 - 12	3,38
Квітень	110	55	$2,00 \pm 0,23$	1 - 12	1,70
Травень	41	32	$1,28 \pm 0,10$	1 - 3	0,58
Червень	20	15	$1,33 \pm 0,16$	1 - 3	0,62
Липень	8	15	$1,88 \pm 0,44$	1 - 4	1,25
Серпень	10	5	$2,00 \pm 0,45$	1 - 3	1,00
Вересень	53	21	$2,52 \pm 0,28$	1 - 6	1,29
Жовтень	454	142	$3,20 \pm 0,18$	1 - 12	2,12
Листопад	465	133	$3,50 \pm 0,18$	1 - 12	2,12
Грудень	558	153	$3,65 \pm 0,22$	1 - 19	2,77

Таблиця Б.3

Динаміка стадності лося в степовій зоні упродовж року

Місяці	Кількість		$M \pm m$	Limit	σ	CV, %
	особин	стад				
Січень	43	14	$3,07 \pm 1,04$	1 - 16	3,87	15,0
Лютий	23	11	$2,09 \pm 0,32$	1 - 4	1,04	1,1
Березень	17	11	$1,55 \pm 0,34$	1 - 4	1,04	1,1
Квітень	28	17	$1,65 \pm 0,26$	1 - 4	1,06	1,1
Травень	9	6	$1,50 \pm 0,34$	1 - 3	0,84	0,7
Червень	17	11	$1,55 \pm 0,21$	1 - 3	0,69	0,5
Липень	24	14	$1,71 \pm 0,30$	1 - 5	1,14	1,3
Серпень	20	10	$2,00 \pm 0,30$	1 - 3	0,94	0,9
Вересень	8	11	$1,38 \pm 0,26$	1 - 3	0,74	0,6
Жовтень	44	20	$2,20 \pm 0,57$	1 - 11	2,55	6,5
Листопад	21	15	$1,40 \pm 0,19$	1 - 3	0,74	0,4
Грудень	57	29	$1,97 \pm 0,25$	1 - 5	1,35	1,8

Таблиця Б.4

Динаміка стадності дикого кабана в степовій зоні упродовж року

Місяці	Кількість		$M \pm m$	Limit	σ	CV, %
	особин	стад				
Січень	350	54	6.48 ± 0.77	1 - 27	5.69	32.33
Лютий	106	40	2.65 ± 0.37	1 - 9	2.36	5.72
Березень	95	26	3.65 ± 0.82	1 - 17	4.19	17.52
Квітень	373	101	3.69 ± 0.35	1 - 15	3.49	12.19
Травень	244	49	4.98 ± 0.78	1 - 24	5.46	29.85
Червень	156	21	7.43 ± 1.94	1 - 33	8.89	79.06
Липень	125	19	6.58 ± 1.50	1 - 31	6.53	42.80
Серпень	93	15	6.20 ± 1.49	1 - 21	5.77	33.31
Вересень	121	20	6.05 ± 1.57	1 - 32	7.04	49.52
Жовтень	363	60	6.05 ± 0.95	1 - 42	7.37	54.35
Листопад	540	104	5.19 ± 0.52	1 - 33	5.28	27.92
Грудень	552	103	5.36 ± 1.52	1 - 27	5.26	27.64

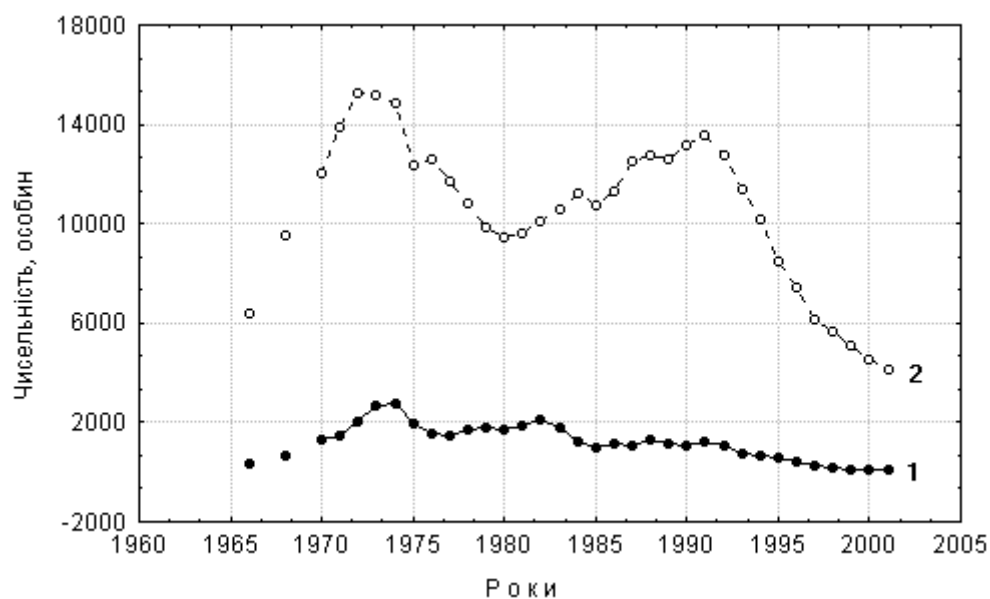


Рис. Б.4. Динаміка чисельності лося в степовій зоні (1) у порівнянні з іншими районами України (2).

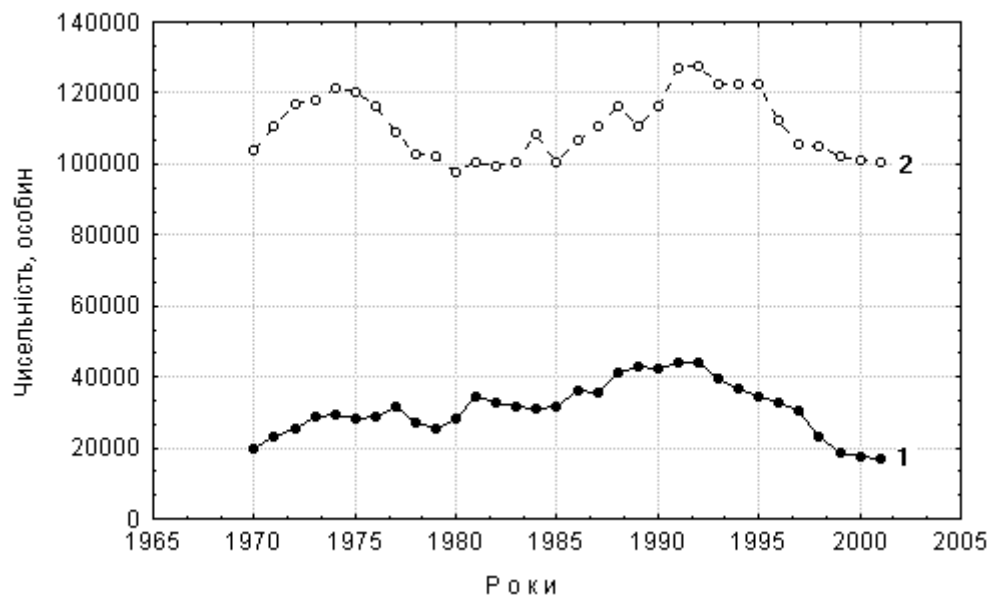


Рис. Б.5. Динаміка чисельності козулі в степовій зоні (1) у порівнянні з іншими районами України (2).

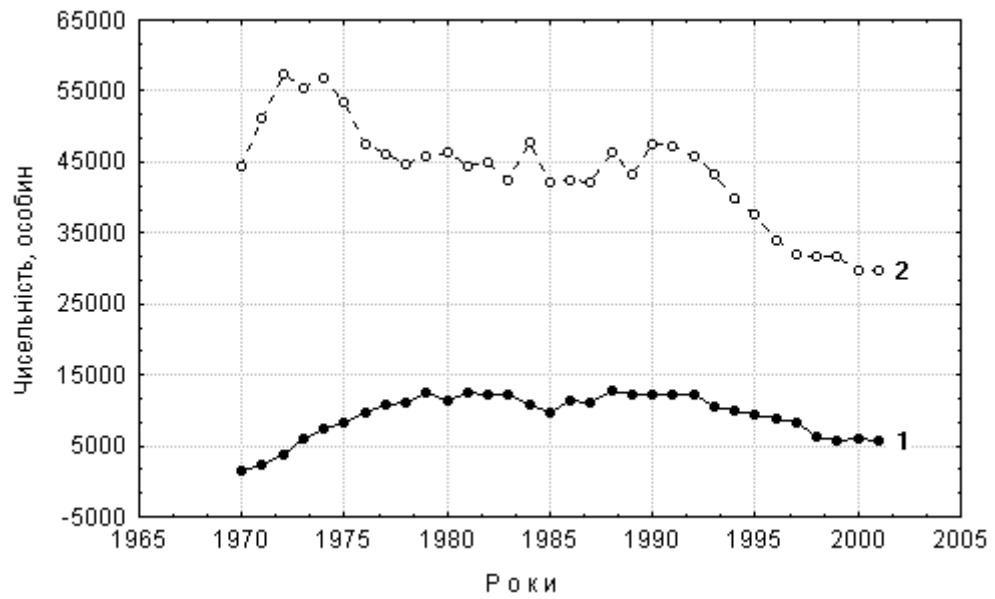


Рис. Б.6. Динаміка чисельності кабана в степовій зоні (1) у порівнянні з іншими районами України (2).

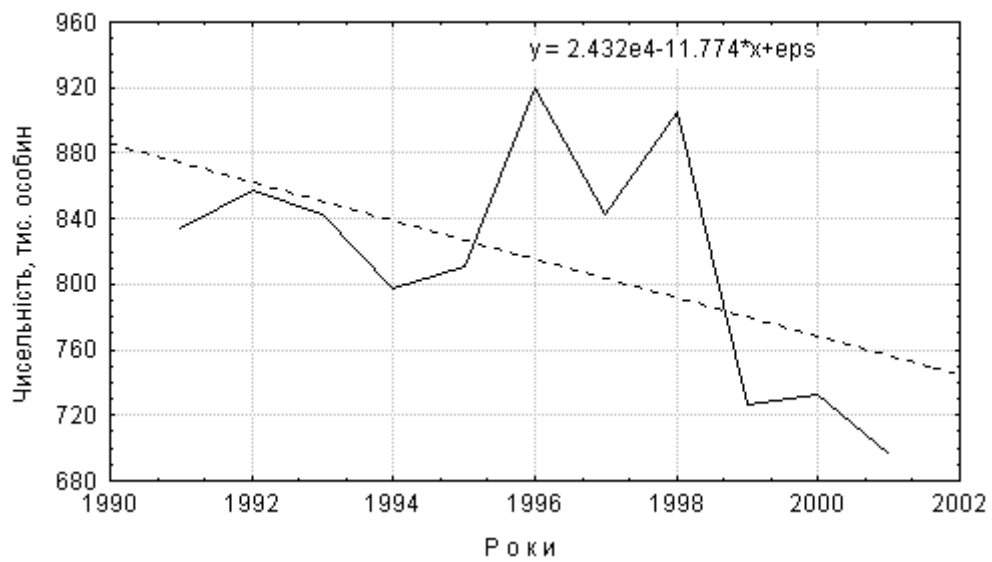


Рис. Б.8. Динаміка чисельності зайця-русака в степовій зоні України наприкінці XX ст.

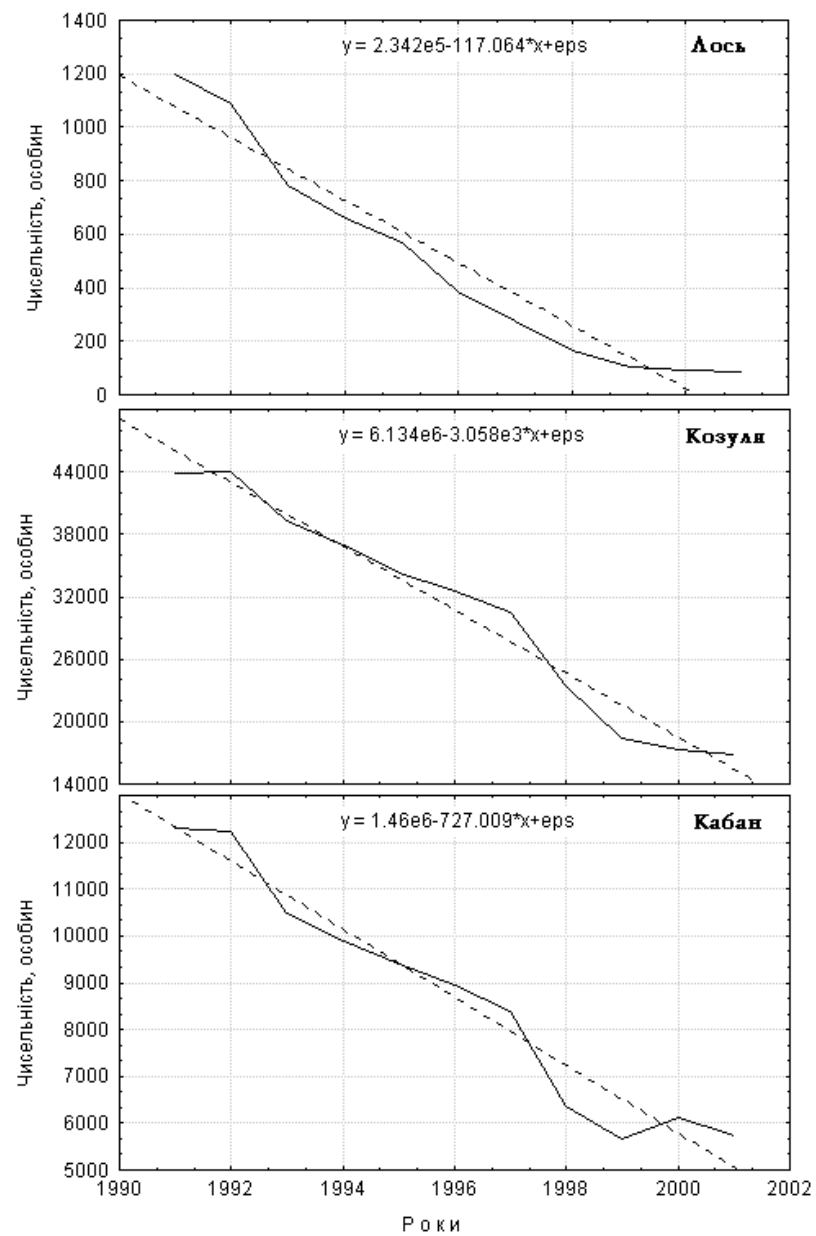


Рис. Б.7. Динаміка чисельності ратичних у степовій зоні України наприкінці
XX ст.

Таблиця Б.5

Динаміка ідеальної структури угруповання оленя на Обитічній косі (%)

Роки	Дорослі		Однорічки		Телята*		Узагальнена структура		
	самці	самки	самці	самки	самці	самки	дорослі	одно-річки	теля-та
1.	-	-	-	-	35.7	64.3	-	-	100.0
2.	-	-	35.7	64.3	-	-	-	100.0	-
3.	35.7	64.3	-	-	-	-	100.0	-	-
4.	21.7	39.1	-	-	17.5	21.7	60.8	-	39.0
5.	15.6	28.2	12.5	15.6	15.6	12.5	43.8	28.1	28.1
6.	19.6	30.4	10.9	8.7	15.2	15.2	50.0	19.6	30.4
7.	21.9	28.1	10.9	10.9	14.1	14.1	50.0	21.8	28.2
8.	23.6	28.1	10.1	10.1	14.6	13.5	51.7	20.2	28.1
9.	24.4	27.6	10.6	9.8	13.8	13.8	52.0	20.4	27.6
10.	25.4	27.2	10.1	10.1	13.6	13.6	52.6	20.2	27.2
11.	25.9	27.1	9.9	9.9	13.4	13.8	53.0	19.8	27.1
12.	26.1	27.0	9.8	10.1	13.5	13.5	53.1	19.9	27.0
13.	26.7	27.6	10.1	10.1	12.6	12.9	54.3	20.2	25.5
14.	27.1	27.8	9.3	9.6	13.1	13.1	54.9	18.9	26.2
15.	27.1	27.7	9.7	9.7	12.9	12.9	54.8	19.4	25.8
16.	27.2	27.6	9.6	9.6	13.0	13.0	54.8	19.2	26.0
17.	27.3	27.7	9.6	9.6	12.9	12.9	55.0	19.2	25.8
18.	27.4	27.6	9.6	9.6	12.9	12.9	55.0	19.2	25.8
19.	27.6	27.8	9.6	9.6	12.7	12.7	55.4	19.2	25.4
20.	27.6	27.7	9.4	9.4	13.0	12.9	55.3	18.8	25.9
21.	27.5	27.6	9.6	9.5	12.9	12.9	55.1	19.1	25.8

* Інтродуковані у 1974 р.

Додаток В

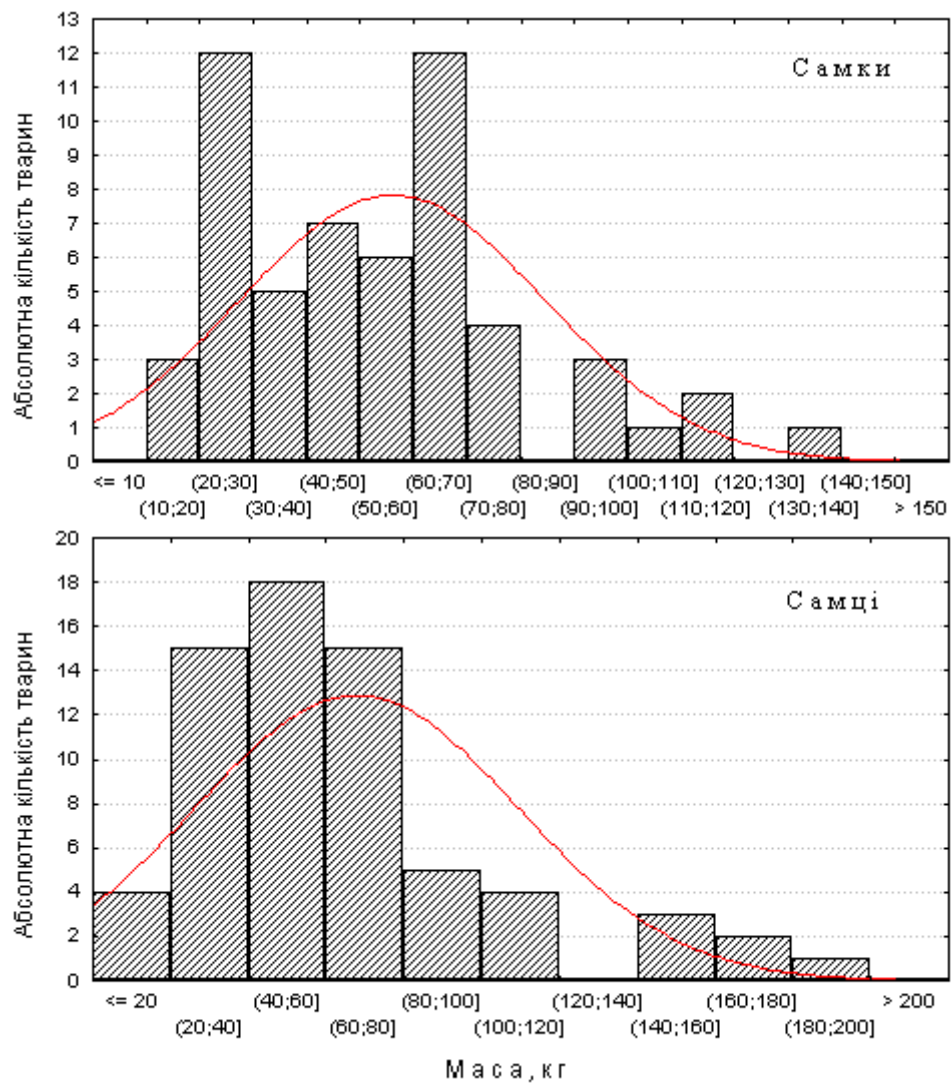
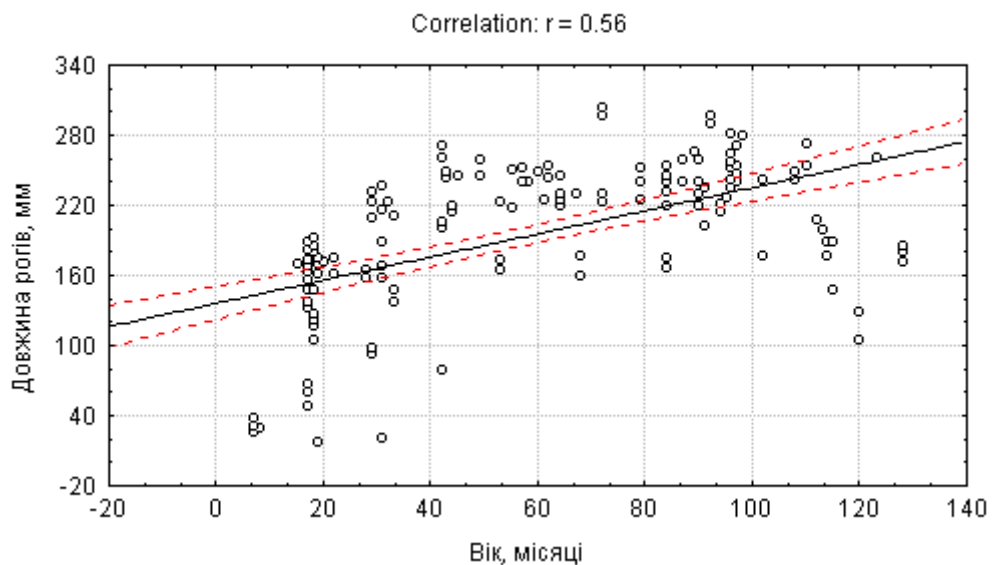


Рис. В.1. Розподіл туш кабанів ($n = 123$) за їх масою у Запорізькій області (1981 р.).

Таблиця В.1

Сучасні нормативи річного приросту, рівня смертності та розміру вилучення в угрупованнях диких ссавців на півдні степової зони [370]

Види тварин	Мінімальна щільність, особин/1 тис. га	Участь самок у розмноженні, %	Плодючість, особин на 1 самку	Загибель, %		Пересічний приріст за рік, %	Допустимий розмір вилучення, %
				молодняку	дорослих		
Олень	7.0	45	1	30	20	20	10
Лань	12.0	40	1-2	35	10	15	10
Муфлон	10.0	50	1-2	30	10	15	10
Козуля	15.0	50	1-2	30	10	20	10
Кабан	4.0	40	6-10	30	15	45	25
Заєць	20.0	60	8 -10	70	30	25	15

Рис. В.2. Залежність довжини рогів козулі із степової зони від віку ($n = 191$).

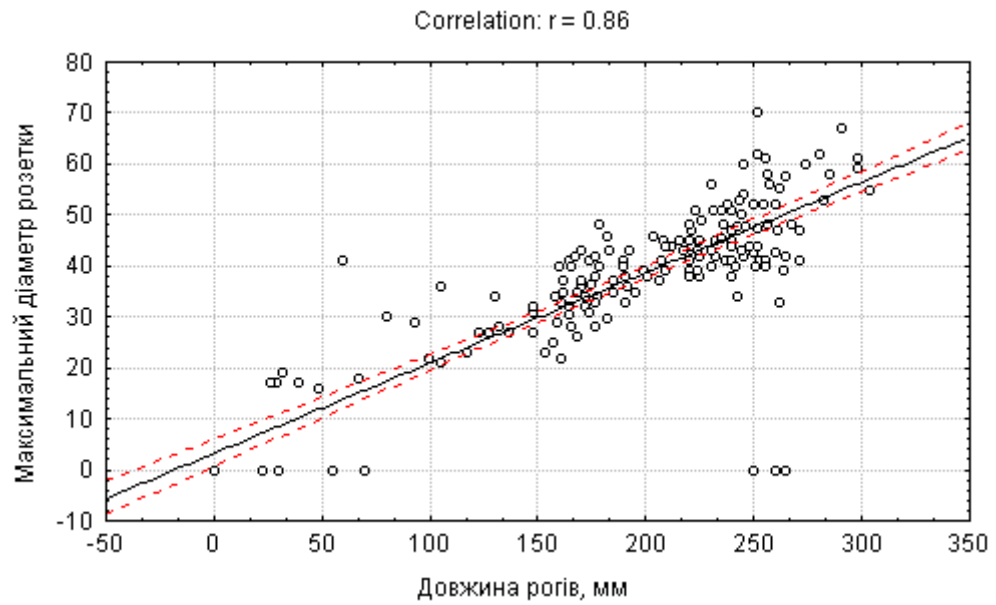


Рис. В. 3. Залежність довжини рогів козулі із степової зони від діаметру їх розетки ($n = 202$).

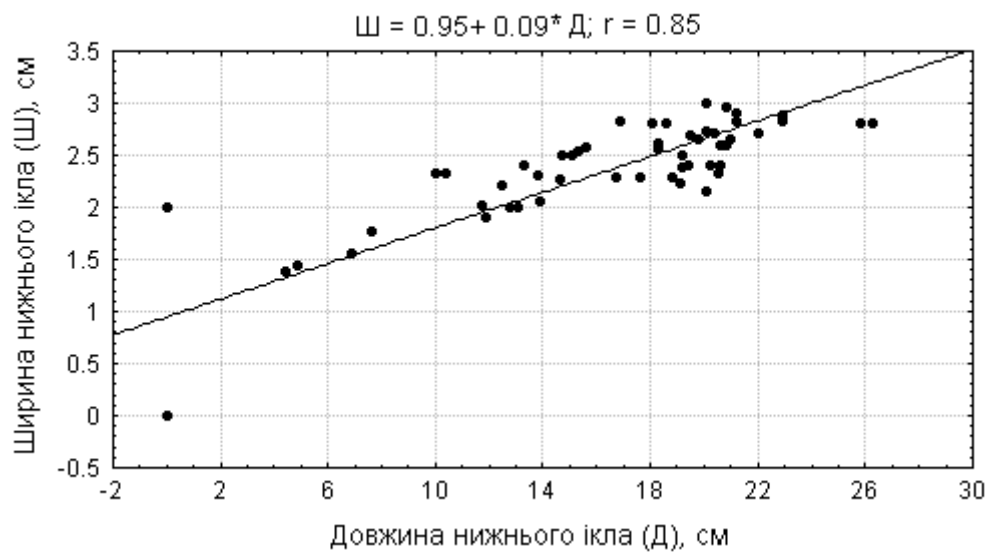


Рис. В. 4. Кореляційна залежність між довжиною нижніх іклів у сікача та їх шириною.

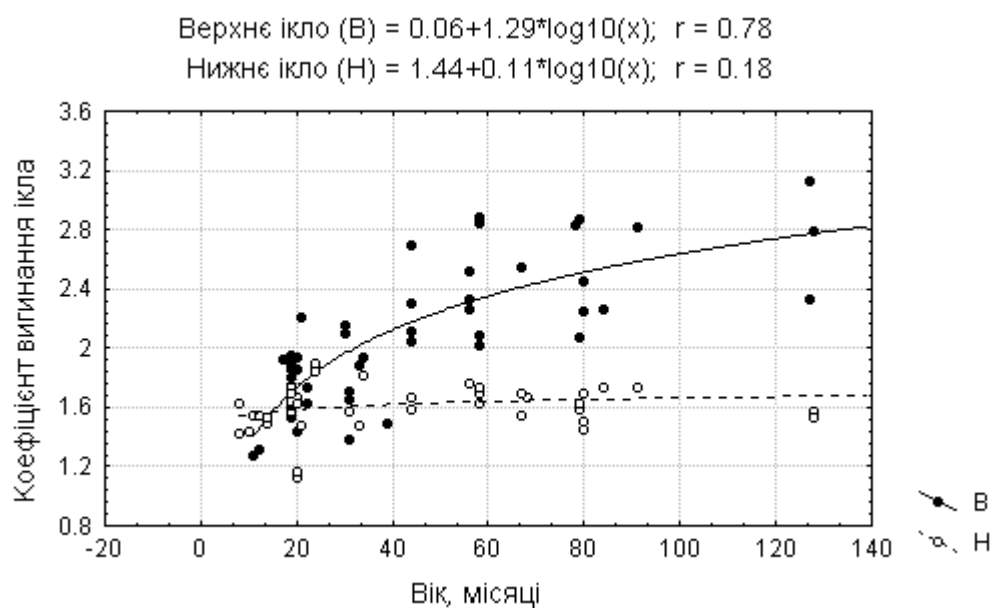


Рис. В. 5. Вікова мінливість коефіцієнту вигинання іклів у сікача.

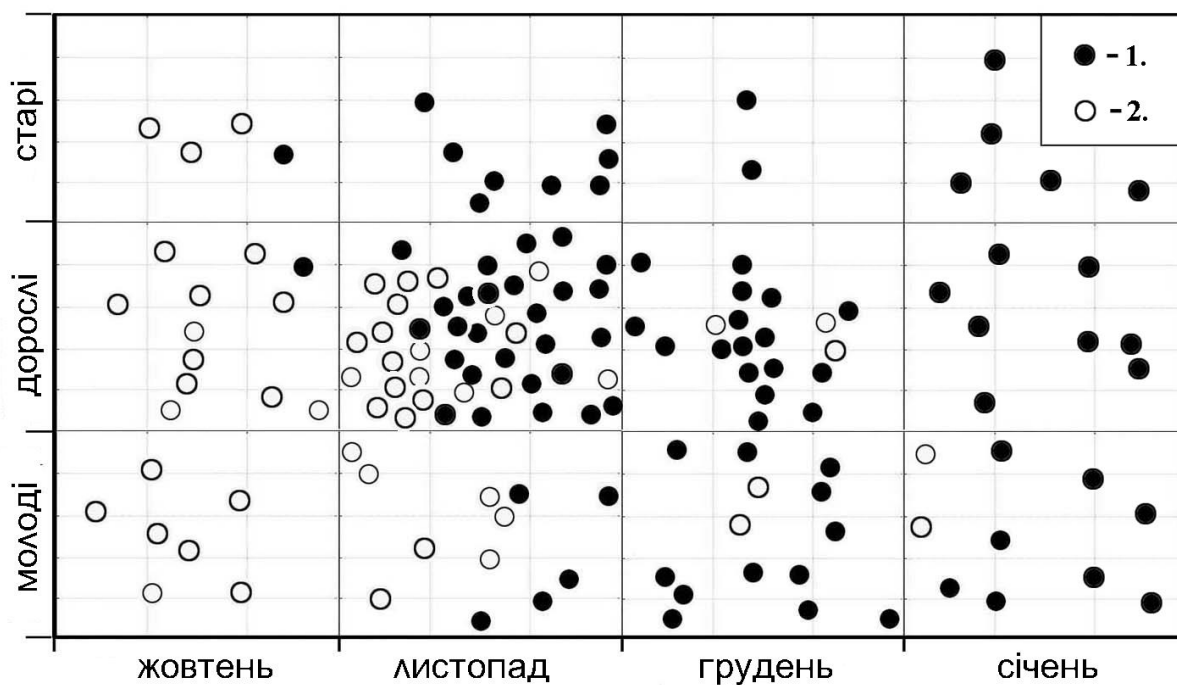


Рис. В. 6. Динаміка скидання рогів (2) і появи пантів у європейської козулі в Україні.

Додаток Д

Таблиця Д.1

Зміна фауни мисливських ссавців в степовій Україні упродовж ХХ ст.*

Ряд	Назва виду	Початок ХХ ст.	Початок ХХІ ст.	Статус**
Комахоїдні	Хохуля звичайна	sp	-	МЧК
	Кріт звичайний	sp	sp	М
Зайцеподібні	Заєць-русак	v	v	М
	Кріль дикий	sp	sp	М
Гризуні	Білка звичайна	sp	sp	М
	Бабак	sp	sp	М
	Нутрія	-	sp	М
	Ондатра	-	v	М
	Бобер річковий	-	sp	М
Хижі	Вовк	v	v	М
	Шакал	-	r	ЄЧС, ?
	Лисиця	v	v	М
	Корсак	-	rr	?
	Собака єнотоподібний	-	sp	М
	Кіт лісовий	r	rr	БК, ЧКУ
	Видра	r	v	ЄЧС, БК, ЧКУ
	Норка американська	-	sp.	М
	Норка європейська	r	rr	БК, ЧКУ
	Куниця лісова	r	r	М
	Куниця кам'яна	r	v	М
	Ласка	v	v	Охорона
	Горностай	v	r	БК, ЧКУ
	Перев'язка звичайна	r	rr	ЄЧС, БК, ЧКУ
	Тхір степовий	v	r	БК, ЧКУ
	Тхір лісовий	v	sp	БК, М
	Борсук	v	v	БК, ЧКУ
Парноратичні	Козуля європейська	rr	v	М
	Олень благородний	-	sp	М
	Олень плямистий	-	sp	М
	Лось	-	sp	М
	Лань	-	sp	М
	Муфлон європейський	-	sp	М
	Кабан дикий	-	v	М
Разом:		20	32	-

*v – вид звичайний; sp – вид зустрічається спорадично; r – вид рідкісний; rr – вид дуже рідкісний.

**М- вид мисливський, МЧК - вид занесено до Червоної книги МСОП; ЧКУ- вид занесено до Червоної книги України; ЄЧС - вид занесено до Європейського Червоного списку; БК - вид занесено до документів Бернської конвенції; ? – статус в Україні не встановлено

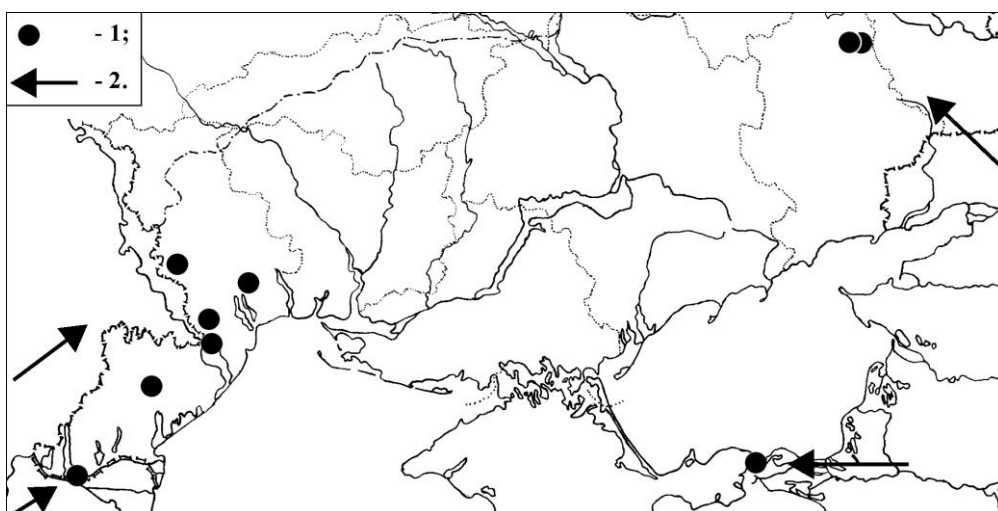


Рис. Д. 1. Сучасне поширення шакала в Україні: 1 – місця зустрічі і добування; 2 – напрямки міграції.

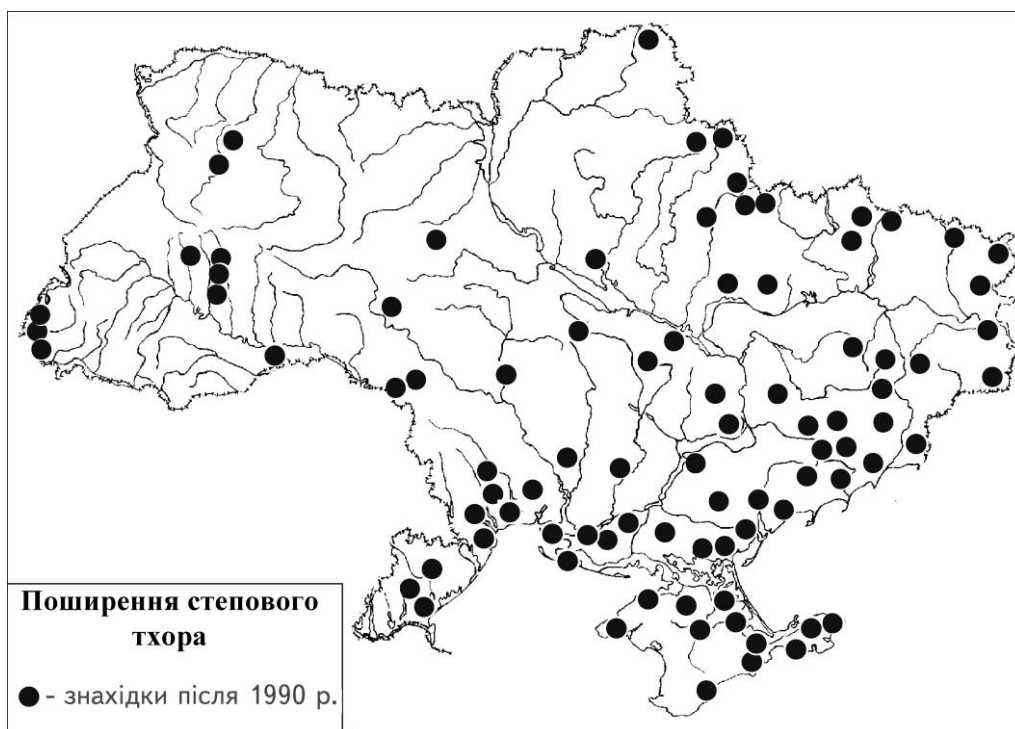


Рис. Д. 3. Сучасне поширення степового тхора в Україні.

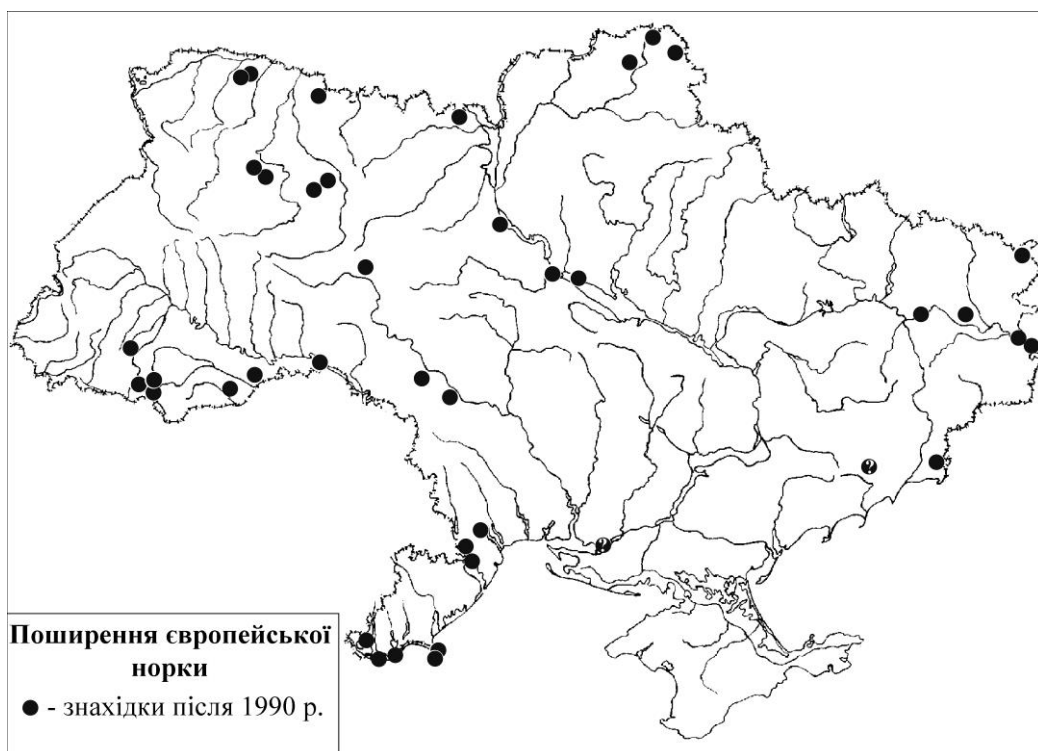


Рис. Д. 4. Сучасне поширення європейської норки в Україні.

Таблиця А.2

Мінливість краніометричних показників (см) у дорослих кабанів південих популяцій

Показники	Стать	Кримська популяція (n=42)		Південно-східна популяція (n=67)		Південно-західна популяція (n=46)	
		M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit
Максимальна довжина	♂	41,90±0,55	37,30-47,40	43,13±0,63	37,00-48,20	43,20±0,43	37,30-46,50
	♀	39,51±0,61	37,00-42,20	38,22±0,49	32,80-42,70	39,48±0,35	36,61-42,00
Кондило-базальна довжина	♂	38,02±0,49	34,80-41,30	38,29±0,58	33,71-42,50	38,05±0,55	30,00-41,30
	♀	36,10±0,23	35,40-37,10	34,98±0,52	31,70-39,70	35,17±0,29	32,85-36,60
Основна довжина	♂	36,64±0,45	34,00-40,00	37,18±0,58	32,43-41,44	36,63±0,50	29,29-39,70
	♀	34,97±0,25	34,45-35,80	33,62±0,52	29,02-38,13	33,95±0,42	29,30-36,20
Вилична ширина	♂	15,70±0,27	12,20-18,50	16,17±0,29	11,89-18,70	16,33±0,22	12,70-18,20
	♀	14,67±0,30	12,64-16,50	14,69±0,16	12,17-16,42	14,45±0,26	12,40-15,89
Міжокова ширина	♂	9,02±0,13	7,95-11,00	9,13±0,16	7,85-11,81	9,22±0,14	7,35-10,70
	♀	8,53±0,23	7,15-9,70	8,30±0,12	7,20-9,65	8,27±0,12	7,46-9,28
Заокова ширина	♂	11,96±0,15	10,80-13,30	12,12±0,24	10,40-16,10	12,01±0,16	9,85-14,02
	♀	11,18±0,27	9,58-12,20	11,04±0,22	9,70-15,56	11,00±0,15	10,18-12,03
Лицева довжина	♂	28,38±0,74	24,90-37,00	28,12±0,56	23,20-35,00	27,98±0,37	20,80-30,90
	♀	26,73±0,78	23,30-29,90	24,88±0,36	20,98-28,60	25,61±0,27	23,70-27,21
Довжина носових кісток	♂	21,07±0,42	18,70-24,00	22,55±0,41	19,01-25,00	22,56±0,34	16,50-24,79
	♀	20,13±0,72	18,01-22,05	20,16±0,35	16,70-23,20	20,85±0,37	18,90-24,93
Довжина піднебіння	♂	26,58±0,42	23,90-29,00	26,23±0,44	21,90-30,50	26,15±0,30	21,00-28,60
	♀	24,37±0,83	19,61-26,00	23,40±0,38	19,10-27,50	23,47±0,38	21,00-25,68
Довжина щелепи	♂	30,27±0,72	27,60-33,10	31,09±0,56	26,50-37,70	30,57±0,38	25,00-34,80
	♀	28,22±0,62	25,00-29,90	27,96±0,38	23,60-32,30	28,38±0,33	25,95-31,00
Висота симфіза	♂	9,89±0,47	8,25-12,00	9,88±0,34	7,28-13,48	10,35±0,21	8,45-13,34
	♀	8,46±0,23	7,49-9,45	8,10±0,15	6,75-9,56	8,36±0,14	7,24-9,67
Висота кальварія	♂	13,07±0,33	12,00-14,30	13,53±0,27	11,71-15,95	13,66±0,24	11,52-15,20
	♀	12,17±0,33	11,50-13,20	11,89±0,17	10,12-13,41	12,03±0,16	11,18-13,28
Висота черепа з щелепою	♂	22,72±0,35	19,50-24,80	23,37±0,55	19,10-28,40	22,78±0,33	19,00-25,90
	♀	21,61±1,06	20,05-24,70	20,86±0,33	17,80-25,55	21,03±0,33	19,20-23,50

Таблиця А.3

Евклідова відстань між основними краніологічними промірами у поросят дикого кабана в південних районах України

Самці віком 6–10 місяців (n = 14)													
	MXL	KBL	BL	SKB	BWEB	BHEB	LM	LN	LP	LLJ	LSIM	HSK	GHSK
MXL	.0	5.1	7.8	36.6	48.1	43.7	22.0	30.6	25.6	17.8	49.2	41.2	30.3
KBL	5.1	.0	2.9	31.8	43.3	38.8	17.1	25.8	20.7	13.0	44.4	36.4	25.4
BL	7.8	2.9	.0	28.9	40.3	35.9	14.2	22.9	17.8	10.0	41.4	33.5	22.5
SKB	36.6	31.8	28.9	.0	11.5	7.0	14.7	6.2	11.1	18.9	12.6	4.7	6.5
BWEB	48.1	43.3	40.3	11.5	.0	4.4	26.1	17.6	22.5	30.4	1.3	6.9	17.9
BHEB	43.7	38.8	35.9	7.0	4.4	.0	21.7	13.1	18.1	25.9	5.6	2.5	13.5
LM	22.0	17.1	14.2	14.7	26.1	21.7	.0	8.8	3.6	4.4	27.2	19.3	8.3
LN	30.6	25.8	22.9	6.2	17.6	13.1	8.8	.0	5.3	12.9	18.6	10.7	2.2
LP	25.6	20.7	17.8	11.1	22.5	18.1	3.6	5.3	.0	7.8	23.6	15.7	4.7
LLJ	17.8	13.0	10.0	18.9	30.4	25.9	4.4	12.9	7.8	.0	31.5	23.5	12.6
LSIM	49.2	44.4	41.4	12.6	1.3	5.6	27.2	18.6	23.6	31.5	.0	7.9	19.0
HSK	41.2	36.4	33.5	4.7	6.9	2.5	19.3	10.7	15.7	23.5	7.9	.0	11.1
GHSK	30.3	25.4	22.5	6.5	17.9	13.5	8.3	2.2	4.7	12.6	19.0	11.1	.0
Самки віком 6–10 місяців (n = 24)													
MXL	.0	10.6	14.8	74.4	97.1	87.9	44.7	62.9	50.7	35.6	98.2	84.9	58.6
KBL	10.6	.0	5.4	64.7	87.4	78.1	34.9	53.1	40.9	25.8	88.5	75.1	48.8
BL	14.8	5.4	.0	60.1	82.8	73.6	30.3	48.6	36.4	21.3	83.9	70.6	44.3
SKB	74.4	64.7	60.1	.0	22.8	13.5	30.0	12.6	24.0	39.1	24.0	10.7	16.1
BWEB	97.1	87.4	82.8	22.8	.0	9.3	52.6	34.7	46.7	61.8	2.6	12.5	38.7
BHEB	87.9	78.1	73.6	13.5	9.3	.0	43.4	25.6	37.4	52.5	10.6	3.7	29.5
LM	44.7	34.9	30.3	30.0	52.6	43.4	.0	18.5	6.9	9.7	53.7	40.4	14.3
LN	62.9	53.1	48.6	12.6	34.7	25.6	18.5	.0	13.4	27.8	35.8	22.6	6.3
LP	50.7	40.9	36.4	24.0	46.7	37.4	6.9	13.4	.0	15.6	47.8	34.5	8.7
LLJ	35.6	25.8	21.3	39.1	61.8	52.5	9.7	27.8	15.6	.0	62.9	49.5	23.3
LSIM	98.2	88.5	83.9	24.0	2.6	10.6	53.7	35.8	47.8	62.9	.0	13.5	39.9
HSK	84.9	75.1	70.6	10.7	12.5	3.7	40.4	22.6	34.5	49.5	13.5	.0	26.5
GHSK	58.6	48.8	44.3	16.1	38.7	29.5	14.3	6.3	8.7	23.3	39.9	26.5	.0

Таблиця А.10

Географічна мінливість екстер`єрних показників (см) у зайця-русака

Показники	Стать	Степова популяція (n = 405)		Лісостепова популяція (n = 98)		Поліська популяція (n = 46)	
		$M \pm m$	Limit	$M \pm m$	Limit	$M \pm m$	Limit
Маса тіла, кг	♂	$3,7 \pm 0,04$	2,0 – 4,9	$4,1 \pm 0,09$	2,2 – 5,8	$3,8 \pm 0,16$	2,3 – 4,6
	♀	$3,6 \pm 0,04$	2,2 – 5,0	$4,7 \pm 0,12$	2,8 – 6,5	$4,2 \pm 0,15$	2,6 – 5,5
Довжина тіла, см	♂	$56,9 \pm 0,27$	44,5 – 67,5	$58,3 \pm 0,64$	48,0 – 70,0	$57,6 \pm 1,27$	49,0 – 72,0
	♀	$57,0 \pm 0,28$	47,0 – 67,0	$58,1 \pm 0,77$	45,4 – 70,0	$58,9 \pm 0,72$	53,5 – 68,0
Довжина хвоста, см	♂	$9,4 \pm 0,11$	5,5 – 13,5	$9,2 \pm 0,15$	6,0 – 11,2	$9,9 \pm 0,26$	7,0 – 11,5
	♀	$9,3 \pm 0,11$	6,0 – 15,5	$9,4 \pm 0,16$	7,0 – 11,0	$10,0 \pm 0,19$	8,0 – 11,0
Довжина плюсни, см	♂	$15,2 \pm 0,08$	11,5 – 18,0	$15,4 \pm 0,14$	11,0 – 17,0	$15,8 \pm 0,15$	14,9 – 17,0
	♀	$15,0 \pm 0,07$	11,7 – 17,2	$15,5 \pm 0,21$	10,0 – 18,5	$15,6 \pm 0,12$	14,5 – 17,0
Висота вуха, см	♂	$10,6 \pm 0,08$	7,0 – 14,0	$10,7 \pm 0,11$	8,7 – 14,0	$10,6 \pm 0,17$	9,3 – 11,7
	♀	$10,3 \pm 0,08$	6,9 – 13,5	$10,4 \pm 0,16$	6,3 – 11,5	$10,6 \pm 0,11$	9,5 – 12,0

Таблиця А.11

Географічна мінливість екстер`єрних показників (см) у звичайної лисиці*

Показники	Стать	Степова популяція (n = 133)		Лісостепова популяція (n = 72)		Поліська популяція (n = 119)	
		M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit
Маса тіла, кг	♂	5,64 ± 0,01	3,9 – 7,0	5,80 ± 0,02	3,2 – 7,7	5,83 ± 0,01	4,1 – 7,2
	♀	4,98 ± 0,01	3,6 – 6,7	5,21 ± 0,01	4,2 – 6,9	4,94 ± 0,02	3,5 – 6,2
Довжина тіла, см	♂	69,45 ± 0,79	42,0 – 86,0	72,25 ± 0,96	60,0 – 85,0	73,26 ± 0,55	64,0 – 84,0
	♀	70,11 ± 1,14	57,0 – 99,5	68,72 ± 0,83	59,0 – 76,0	69,77 ± 0,44	63,0 – 79,0
Довжина хвоста, см	♂	42,04 ± 0,55	17,9 – 50,0	39,69 ± 0,55	32,0 – 44,0	40,93 ± 0,42	35,0 – 48,0
	♀	40,21 ± 0,37	32,4 – 47,0	38,15 ± 0,64	29,5 – 46,5	37,52 ± 0,85	30,0 – 44,0
Довжина стопи, см	♂	16,03 ± 0,17	10,5 – 18,4	16,20 ± 0,20	13,4 – 17,0	16,25 ± 0,12	14,6 – 18,5
	♀	14,93 ± 0,12	13,0 – 16,0	15,30 ± 0,25	13,0 – 17,5	15,58 ± 0,15	13,0 – 18,0
Висота вуха, см	♂	9,64 ± 0,11	5,6 – 11,5	9,14 ± 0,17	6,0 – 10,0	9,53 ± 0,10	7,5 – 12,0
	♀	8,93 ± 0,09	7,0 – 10,3	8,80 ± 0,26	4,6 – 11,5	9,05 ± 0,89	7,0 – 10,5

• За: Шевченко, Борисовец [558]

Таблиця В. 2

Залежність розмірів рогів європейського муфлона із степової України від віку (см)

Вік, роки	n	Довжина рогу		Обхват рогу						Розвал рогів	
		M ± m	Limit	в основі		в другій треті		в останій треті		M ± m	Limit
				M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit		
1	4	14.8±1.20	12.9-18.1	11.7±0.65	11.3-12.1	9.8±0.10	9.5-10.0	7.0±0.10	6.9-7.1	17.9±0.09	17.7-18.1
2	30	30.4±0.42	23.3-34.4	18.4±0.26	13.1-17.2	14.8±0.17	14.4-14.5	10.0±0.12	8.8-11.1	32.8±1.27	23.4-32.8
3	12	44.7±0.88	40.0-49.5	21.4±0.49	19.6-24.7	18.3±0.35	16.3-20.0	12.2±0.30	10.4-13.8	37.1±1.11	34.4-42.0
4	16	50.8±0.90	43.4-58.0	22.5±0.23	21.2-24.2	19.4±0.18	18.2-21.0	13.5±0.22	12.1-14.9	42.9±1.04	38.5-47.7
5	10	56.4±1.53	49.0-62.8	22.0±0.43	20.8-24.2	19.2±0.46	16.9-21.2	14.5±0.54	11.9-17.2	41.6±1.04	38.0-44.5
6	12	66.7±0.99	60.0-73.1	23.0±0.22	21.4-24.1	20.7±0.29	18.7-22.0	16.1±0.24	14.8-18.0	41.6±2.11	32.2-49.0
7	16	75.4±0.97	65.0-80.0	23.6±0.54	20.3-26.5	21.8±0.58	17.9-25.4	16.6±0.57	13.8-20.3	43.4±1.61	36.0-47.0
8	14	82.8±0.57	80.0-86.0	24.2±0.68	21.1-30.0	23.6±0.34	21.6-25.5	19.6±0.38	17.5-22.0	44.0±1.19	39.9-48.0
9	8	88.8±1.57	83.8-95.0	25.4±0.32	24.0-26.2	24.1±0.32	23.2-25.5	20.5±0.60	18.5-23.6	46.8±2.00	41.0-50.0

Таблиця В.3

Динаміка розмірів рогів європейської козулі із степової України з віком (мм)

Вік, місяці	n	Довжина рогу		Максимальний діаметр розетки		Максимальна відстань між рогами (розвал)		Відстань між пеньками рогів			
								внутрішня		зовнішня	
		M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit
7 - 10	42	29,7±1,41	10,0-56,0	17,5±0,57	12,9-23,0	15,7±0,89	14,7-35,3	20,2±0,74	11,1-32,8	42,9±0,89	32,0-58,9
15-33	61	172,2±3,50	105,0-237,0	34,1±0,73	21,0-46,0	93,5±4,57	55,0-150,0	16,4±0,76	9,0-26,0	48,2±1,24	32,1-59,0
42-69	30	233,6±3,98	160,0-271,0	44,8±1,04	37,0-60,0	109,2±6,97	69,2-156,0	16,1±0,80	10,0-27,0	54,2±1,60	36,8 - 68,0
77-116	69	228,7±4,89	105,0-304,0	46,4±1,05	30,8-70,0	118,4±6,12	66,1-180,0	16,9±0,65	10,7-25,0	58,4±0,99	40,3-68,0