

УКРАЇНЬСЬКА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК
НАУКОВА РАДА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ ВІДДІЛЕННЯ ЗАГАЛЬНОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ
МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА СЛУЖБА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ
ДЕРЖАВНЕ УПРАВЛІННЯ ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В ХЕРСОНСЬКІЙ ОБЛАСТІ
БІОСФЕРНИЙ ЗАПОВІДНИК «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЫЧ-ФЕЙНА УААН



ЗАПОВІДНІ СТЕПИ УКРАЇНИ. СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ЗБЕРЕЖЕННЯ

Матеріал Міжнародної наукової конференції



УКРАЇНСЬКА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК
НАУКОВА РАДА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ ВІДДІЛЕННЯ ЗАГАЛЬНОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ
МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА СЛУЖБА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ ДЕРЖАВНЕ
УПРАВЛІННЯ ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА
В ХЕРСОНСЬКІЙ ОБЛАСТІ БІОСФЕРНИЙ
ЗАПОВІДНИК «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА УААН

ЗАПОВІДНІ СТЕПИ УКРАЇНИ. СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ЗБЕРЕЖЕННЯ

**Матеріали Міжнародної наукової конференції
18-22 вересня 2007 р. Асканія-Нова, Україна**

Асканія-Нова 2007

УДК 502.7:551.455(477)

Заповідні степи України. Стан та перспективи їх збереження: Матер. Міжнар. наук. конф. - Армянськ: ПП Андреев О.В., 2007. - 123 с.

Редакційна колегія:

Гавриленко В.С., к.б.н. (головний редактор);
Ясинецька Н.І., к.б.н. (заступник головного редактора);
Дрогобич Н.Ю. (відповідальний секретар);

Акімов І.А., д.б.н., проф., чл.-кор. НАНУ;
Андрієнко Т.Д., д.б.н., проф.;
Бойко М.Ф., д.б.н., проф.;
Гавриленко Н.О., к.б.н.;
Ємельянов І.Г., д.б.н., проф., чл.-кор. НАНУ;
Корженевський В.В., д.б.н., проф.;
Моргун Є.М., к.б.н.;
Поліщук І.К.;
Стекленьов Є.П., д.б.н., проф.;
Ткаченко В.С., д.б.н.;
Травлеєв А.П., д.б.н., проф., чл.-кор. НАНУ;
Ходосовцев О.Є., д.б.н., проф.;
Шаповал В.В.

Друкується за рішенням Вченої ради Біосферного заповідника «Асканія-Нова» (протокол № 8 від 27.07.2007 р.).

Видання здійснено за фінансової підтримки компанії Київстар - офіційного спонсора та партнера Біосферного заповідника «Асканія-Нова».



© Біосферний заповідник «Асканія-Нова»
© Автори статей

ISBN 978-966-96880-0-2

ЗМІСТ

<i>Ардамацкая Т.Б.</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ СТЕПНЫХ ОРНИТОКОМПЛЕКСОВ НА ЮГЕ УКРАИНЫ	6
<i>Белякова О. И.</i> ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССОВ ПРОДУКЦИИ И ДЕСТРУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ВЕЩЕСТВА В ЗАПОВЕДНЫХ СТЕПЯХ	8
<i>Бойко М. Ф.</i> МОХОПОДІБНІ ЯК ІНДИКАТОРИ СТАНУ СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ	10
<i>Боровик Е. Н.</i> СТРУКТУРА СЕМЕЙНЫХ УЧАСТКОВ СУРКА СТЕПНОГО (<i>MARMOTA VOBAS</i>) КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИИ	10
<i>Боровик Л. П.</i> ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ ЗАЛЕЖНЫХ СООБЩЕСТВ НА ТЕРРИТОРИИ СРЕЛЬЦОВСКОЙ СТЕПИ (ОТДЕЛЕНИЕ ЛУГАНСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА)	13
<i>Гавриленко В. С.</i> НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ ЗАПОВЕДНОГО СТЕПЕВЕДЕНИЯ: ЧЕГО ХОТЕЛИ, ЧТО ПОЛУЧИЛИ, ЧТО МОЖЕТ БЫТЬ?	16
<i>Гавриленко В.С., Дрогобич Н.Ю., Полищук І.К.</i> ВПЛИВ СТЕПОВИХ ПОЖЕЖ НА СТАН ФІТО- ТА ЗООЦЕНОЗІВ БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА»	20
<i>Гавриленко В.С., Дрогобич Н.Ю., Полищук І.К.</i> ДО ІСТОРІЇ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ ПРИРОДНОГО ЯДРА БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА	23
<i>Гелевера О.Ф., Хитрук О. Г.</i> ПРОБЛЕМА ПІДВИЩЕННЯ КИСЛОТНОСТІ ЧОРНОЗЕМІВ ПІВНІЧНОГО СТЕПУ	26
<i>Гизатулин И. И.</i> ВОПРОСЫ ПОЛНОЧЛЕННОСТИ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ В УСЛОВИЯХ СТЕПНОГО ЗАПОВЕДНИКА «РОСТОВСКИЙ»	30
<i>Гніденко Я.М.</i> ВМІСТ ЗАГАЛЬНОГО ГУМУСУ ЧОРНОЗЕМІВ ЗВИЧАЙНИХ В ЦЕНОЗАХ ХОМУТОВСЬКОГО СТЕПУ	32
<i>Деркач Д.Ф.</i> ОСОБЛИВОСТІ ЕКСПАНСІЇ <i>PRUNUS SPINOSA L.</i> В ЛУЧНОМУ ЗАПОВІДНОМУ СТЕПУ «МИХАЙЛІВСЬКА ЦІЛИНА»	34
<i>Дрогобич Н.Ю.</i> ДИНАМІКА МОРТМАСИ В ЗАПОВІДНОМУ СТЕПУ «АСКАНІЯ-НОВА»	36
<i>Дрозд С.В.</i> БУФЕРНА ЗОНА БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА	38
<i>Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Тимошенко П.А.</i> ЦЕНОРІЗНОМАНІТТЯ СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ АЗОВО-СИВАСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ, ЙОГО СТАН ТА ЗАВДАННЯ ОХОРОНИ	40
<i>Дубина Д.В., Тимошенко П.А.</i> ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ НА ТЕРИТОРІЇ ПІЩАНО-СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ КІС І ОСТРОВІВ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я ТА ЙОГО НАСЛІДКИ	43
<i>Думенко В.П.</i> ВЛИЯНИЕ РЕЖИМОВ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ НА ФАУНУ И СОСТОЯНИЕ	

ПОПУЛЯЦІЙ ХИЩНИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ (CARNIVORA) В ПРИРОДНОМ ЯДРЕ БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА»	45
<i>Емельянов И.Г., Емельянова Л.В., Песков В.Н.</i>	
ПОПУЛЯЦІЯ КАК ОБЪЕКТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА	49
<i>Загороднюк І.В.</i>	
КРИПТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ФАУНИ ССАВЦІВ СТЕПОВОЇ ЗОНИ СХІДНОЇ ЄВРОПИ	52
<i>Заика С.В., Цема В.Г.</i>	
ИСКУССТВЕННОЕ РАССЕЛЕНИЕ БАЙБАКА В СВАТОВСКОМ ЛЕСОХОТ-ХОЗЯЙСТВЕ НА ЛУГАНЩИНЕ	55
<i>Казачков Г. В, Левыкин С.В.</i>	
ПРИНЦИПЫ ИНВЕСТИРОВАНИЯ В ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ РЕСТАВРАЦИЮ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	56
<i>Калмыкова О.Г.</i>	
РОЛЬ ФЛЮВИАЛЬНОГО РЕЛЬЕФА В ФОРМИРОВАНИИ РАЗНООБРАЗИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА «БУРТИНСКОЙ СТЕПИ» (ГОСЗАПОВЕДНИК «ОРЕНБУРГСКИЙ», РОССИЯ).....	59
<i>Коломійчук В. П.</i>	
КЛЮЧОВІ БОТАНІЧНІ ТЕРИТОРІЇ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИАЗОВ'Я ТА НРИСИВАШШІЯ	60
<i>Коробченко М.А., Загороднюк І. В.</i>	
ПОШИРЕННЯ РІДКІСНИХ ВИДІВ СТЕПОВИХ ССАВЦІВ НА СХОДІ УКРАЇНИ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ АНАЛІЗУ ЗООЛОГІЧНИХ КОЛЕКЦІЙ.....	63
<i>Кривульченко А.І., Петрович З.Й.</i>	
ЗБЕРЕЖЕННЯ ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЯК МЕТОДОЛОГІЧНА ЗАСАДА ФОРМУВАННЯ ТА РОЗШИРЕННЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ	66
<i>Кучеренко В.Н.</i>	
БИОТОПИЧЕСКОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГНЕЗДЯЩИХСЯ ПТИЦ В СТЕПНЫХ ЛАНДШАФТАХ ЗАПАДНОГО КРЫМА	68
<i>Лисенко Г. М.</i>	
ПОСТПРОГЕННІ ЗМІНИ ЕКОТОПІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПЕТРОФІТНОГО СТЕПУ «КАМ'ЯНІ МОГИЛИ».....	70
<i>Мойсієнко І., Суднік-Войциковська Б.</i>	
ЗБЕРЕЖЕННЯ ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ХЕРСОНЩИНИ НА КУРГАНАХ.....	73
<i>Моргун Є.М.</i>	
ВАЖКІ МЕТАЛИ В ҐРУНТАХ БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА»	75
<i>Онойко Ю.Ю.</i>	
ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ҐРУНТІВ В МЕЖАХ ПРИМОРСЬКИХ СУХОСТЕПОВИХ ЛАНДШАФТІВ ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ МЕЖИРІЧЧЯ ДНІПРА-МОЛОЧНОЇ.....	77
<i>Полещук И.К.</i>	
ВЛИЯНИЕ СЕНОКОШЕНИЯ И ВЫПАСА НА ТРАНСФОРМАЦИЮ КУЛЬТУРЫ КОСТРА БЕЗОСТОГО (<i>BROMOPSISINERMIS</i> (LEYS.) HOLUB) В АСКАНИИ-НОВА	80
<i>Полчанинова Н.Ю., Прокопенко Е.В.</i>	
ИТОГИ ИЗУЧЕНИЯ ФАУНЫ ПАУКОВ (ARANEAE) ОХРАНЯЕМЫХ СТЕПНЫХ ТЕРРИТОРИЙ УКРАИНЫ	82
<i>Савченко Г.А., Ронкин В.И.</i>	
ЭКОСИСТЕМНЫЙ ПОДХОД К ОХРАНЕ СТЕПЕЙ.....	85
<i>Ткаченко В. С.</i>	
ФОРМУВАННЯ СИСТЕМОЇ ЦІЛІСНОСТІ - ПЕРСПЕКТИВНИЙ ПРИНЦИП ЕФЕКТИВНОГО РЕГУЛЮВАННЯ У СТЕПОВИХ ЗАПОВІДНИКАХ	88
<i>Токарский В.А., Ронкин В.И., Савченко Г.А.</i>	

СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ЧЕЛОВЕКА КАК КЛЮЧЕВОЙ ФАКТОР КОЛЕБАНИЯ ЧИСЛЕННОСТИ СТЕПНОГО СУРКА	90
<i>Уманець О.Ю., Селюнгна З.В., Руденко А.Г., Ніточко М.І.</i>	
ЯГОРЛИЦЬКИЙ ПІВОСТРІВ ПЕРСПЕКТИВНА ТЕРИТОРІЯ ДЛЯ ПРИРОДООХОРОННОГО РЕЗЕРВУВАННЯ ТА ДЛЯ СТВОРЕННЯ БУФЕРНОЇ ЗОНИ ЧОРНОМОРСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА	93
<i>Устгшиенко П.М.</i>	
СИНФІТОСОЗОЛОГІЧНА КЛАСИФІКАЦІЯ СТЕПОВОЇ РОСЛИННОСТІ СТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ.....	97
<i>Ушацева Т.Н.</i>	
АНАЛІЗ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАННЯ ТЕМНО-КАШТАНОВИХ ПОЧВ БІОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА».....	100
<i>Ходосовцев О. Є.</i>	
ЕШГЕЙНІ ЛИШАЙНИКИ ЯК РАРИТЕТНИЙ ГЕНОФОНД ЛІХЕНОФЛОРИ СТЕПОВИХ РЕФУПУМІВ	101
<i>Хоменко В.Н.</i>	
ОСОБЕННОСТИ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ БИОМАССЫ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ТИПЧАКОВО-КОВЫЛЬНОЙ СТЕПИ.....	103
<i>Хоменко В.Н., Радченко А.Г.</i>	
МИРМЕКОФАУНА (HYMENOPTERA, FORMICIDAE) СТЕПНЫХ ЗАПОВЕДНИКОВ УКРАИНЫ.....	108
<i>Чибилёв А.А., Левыкин С.В., Казачков Г.В., Жданов С.И.</i>	
СОХРАНЕНИЕ И ОБОГАЩЕНИЕ СТЕПНЫХ БИОРЕСУРСОВ С ПРИМЕНЕНИЕМ НОВЫХ ФОРМ ООПТ И АДАПТИВНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ	109
<i>Чибилёв А.А., Левыкин С.В., Казачков Г.В., Жданов С.И.</i>	
СТЕПНОЕ КОНЕВОДСТВО В ПРИОРИТЕТНЫХ НАЦИОНАЛЬНЫХ ПРОЕКТАХ	112
<i>Чибилёва В.П.</i>	
ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ РЕКРЕАЦИИ КАК ФОРМЫ РАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕРРИТОРИИ ОРЕНБУРГСКОЙ ОБЛАСТИ.....	113
<i>Шаповал В. В.</i>	
СИНАНТРОПНИЙ ЕЛЕМЕНТ ФЛОРИ АСКАНІЙСЬКОГО СТЕПУ: СТРУКТУРА ТА ДИНАМІКА У КОНТЕКСТІ РЕЗЕРВАТНОЇ ЕКСПОЗИЦІЇ ТЕРИТОРІЇ.....	115
<i>Ясинецкая Н.И., Жарких Т.Л.</i>	
МЕТОДИКА РАСЧЁТА ПАСТБИЩНОЙ НАГРУЗКИ НА СТЕПНОЙ УЧАСТОК «БОЛЬШОЙ ЧАПЕЛЬСКИЙ ПОД» В БІОСФЕРНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ «АСКАНІЯ-НОВА»	119

УДК 598.2(477.7)

Ардамацкая Т.Б.

Украинское общество охраны птиц

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ СТЕПНЫХ ОРНИТОКОМПЛЕКСОВ НА ЮГЕ УКРАИНЫ

Еще в начале XX столетия на юге Украины, в частности в районе Черноморского заповедника, сохранялись остатки ковыльных степей, некогда занимавших обширную территорию. Ковыльно-типчаковые степи являлись характерными для ныне заповедных приморских участков: Потиевского и Ягорлыцкого Кута, обычны они и для таких островов как Тендра., расположенная в Тендровском заливе и Джарылгач, находящийся в Джарылгачском заливе. Здесь обитали разнообразные виды птиц, объединенные в степной орнитокомплекс. Многие представители этого комплекса гнездились на Нижнеднепровской песчаной арене, а также на песчано-ракушечниковой Кинбурнской косе, в засоленных лугах и солончаках.

Наиболее богатым был степной орнитокомплекс о-вов Джарылгач и Тендра, полынно-типчаковых степей приморских участков и полуострова Чурюк на Сиваше. Здесь обитали в конце XIX и начале XX столетия те виды птиц, которые в настоящее время или изменили свой статус, став не обычными гнездящимися, а пролетными или нерегулярно залетными, или попали в Красную книгу Украины и другие охранные списки.

На степных участках о. Джарылгач еще в 20-30 гг. гнездись такие типичные представители степного орнитокомплекса как степной лунь (*Circus macrourus*), степной орел (*Aquila garax*), журавль красавка (*Anthropoides virgo*), дрофа (*Otis tarda*), авдотка (*Burhinus oedicnemus*), степная тиркушка (*Glareola nordmanni*). Все они в настоящее время стали «краснокнижниками» и не встречаются на гнездовании. Отмечаются только отдельные гнезда большого кроншнепа (*Numenius arquata*). Сократилось даже количество гнездящегося перепела (*Coturnix coturnix*), болотной совы (*Asia flammeus*), обычными остались жаворонки: малый (*Calandrella cinerea*), степной (*Melanocorypha calandra*), хохлатый (*Galerida cristata*), полевой (*Alanda arvensis*). Причин обеднения степного орнитокомплекса несколько. Во-первых, на острове остались лишь небольшие участки полынно-злаковых степей, здесь с 60-х годов началось облесение острова, произошла трансформация ландшафта в результате лесомелиорации; во-вторых, длительный перевыпас с/х животных (коров и колхозных овец), что привело к деградации растительности; в-третьих, дикое браконьерство после снятия охраны, проводимой владельцем острова до революции; в-четвертых, изъятие острова из состава Черноморского заповедника, где он находился несколько лет по настоянию ученых.

Если впервые попал на о. Джарылгач Л.А. Портенко, пораженный богатством и разнообразием водно-болотного и степного орнитокомплекса, назвал этот остров «орнитологическим эльдорадо», то многие другие орнитологи и охотники с восторгом отзывались о чрезвычайно богатой фауне птиц Ягорлыцкого Кута и во время сезонных миграций и в период гнездования. Степной орнитокомплекс полынно-типчаковой степи был насыщен типичными обитателями, здесь по данным старожилов встречались даже такие редкие виды как луговой тетерев (*Lyrurus* sp.), что подтверждают и орнитологи прошлого. Еще в 40-х гг. XX века на побережье Ягорлыцкого полуострова отмечались крупные колонии луговой тиркушки (*Glareola pratincold*), насчитывающие до 200 гнезд. Как и на Потиевском участке, на Ягорлыцком полуострове ежегодно гнездилился большой кроншнеп. Однако в настоящее время они не гнездятся и оба вида занесены в Красную книгу Украины. Ухудшение экологической ситуации (продолжительная засуха, приведшая к высыханию степных подов и пр.), перевыпас скота на большей части территории Ягорлыцкого полуострова, кроме заповедного участка, изменение растительного покрова степи повлияло и на условия обитания обычных видов степного орнитокомплекса, не столь обильными стали пролеты.

На огромной территории Кинбурнского полуострова в песчаной и песчано-ракушечниковой, а также солончаковой степи благодаря малозаселенности и бездорожью этой местности до конца 90-х гг. еще сохранялся довольно разнообразный степной орнитокомплекс, мало пострадавший от антропогенного пресса. Здесь обычными гнездящимися видами были: полевой лунь (*Circus cyaneus*), серая куропатка (*Perdix perdix*), перепел, фазан (*Phasianus colchicus*), авдотка, в солончаковой степи шилоклювка (*Recurvirostra avosetta*), ходулочник (*Himantopus himantopus*), кулик-сорока (*Haematopus ostralegus*), чибис (*Vanellus vanellus*), травник (*Tringa totanus*), из воробьинообразных господствовали различные жаворонки, желтые и белые трясогузки (*Motacilla flava* и *M. alba*).

Однако, столь благоприятный для обитания птиц край (и не только степного орнитокомплекса, но и для водно-болотного) претерпел значительные изменения. Началось тотальное облесение всего Кинбурнского полуострова монокультурой сосны. Резко сократилась площадь песчаной степи, и численность коренных степняков уменьшилась. В последние годы не наблюдаются остановки для отдыха в период миграций журавля-красавки ни здесь, ни в степи Потиевского участка и Ягорлыцкого Кута. С каждым годом увеличивается застройка Кинбурнской косы дачами и даже Ландшафтно-региональному парку «Кинбурнская коса» бесконечно приходится бороться и отстаивать неприкосновенность своей территории.

И, наконец, Нижнеднепровская песчаная арена. Фауна птиц ее в районе Черноморского заповедника очень разнообразна. Это, прежде всего, объясняется ее расположением на стыке степи, морского побережья и долины Днепра. Здесь в первой половине XX века еще встречался на гнездовании стрепет (*Tetrax tetrax*), дрофа, степные и полевые луны, были многочисленными серые куропатки, перепела, обычны коростеля (*Scolex scolex*). Степной орнитокомплекс с его типичными обитателями по своему богатству занимал, вероятно, первое место. Но снова человек начал преобразовательную деятельность. Большая часть песчаной арены теперь облесена. Создан практически «зеленый коридор» вдоль побережья и зеленые «оазисы» внутри арены, также монокультура сосны. Маленькими островками остались дубовые, березовые, осиновые и ольховые колки. А площадь степи сократилась настолько, что практически исчез даже емуранчик (*Scirtopoda telum falz-feini*) - эндемичный подвид Нижнеднепровских песков. Он обитает теперь только на лесостепных участках заповедника, где сохранились нужные ему песчаные территории. Обеднел и степной орнитокомплекс. Исчезли такие гнездящиеся виды как стрепет, дрофа, сократилась численность полевого и степного луней - они, как и дрофа, встречаются в настоящее время на пролете и зимовке. Жаворонков и прежде было мало, теперь их почти совсем нет на гнездовании. Перепел наблюдается больше на пролете, отмечаются лишь отдельные его гнезда, коростель и раньше не был многочисленным, а в настоящее время стал редким.

Итак, степной орнитокомплекс значительно обеднел на юге Украины. Более 90% степей распаханно и превращено в с/х угодья. Что можно и нужно сделать, чтобы сохранить хотя бы то, что еще осталось на рубеже нового тысячелетия:

- 1) запретить дальнейшую застройку Кинбурнской косы;
- 2) объявить, наконец, о. Джарылгач национальным парком, прекратить там охоту по всему острову и развезды на машинах по всей степи;
- 3) усилить природоохранную пропаганду, чтобы население поняло, что необходимо любить, охранять и гордиться природными богатствами нашего края, бережно к ним относиться и не увлекаться непродуманными проектами по преобразованию Природы, которая гораздо мудрее людей.

УДК631.46:574.4[502.3]

Белякова О.И.

*Центрально-Черноземный государственный природный биосферный заповедник им. В.В. Алехина, п. Заповедный, Курский-н, Курская обл., 305528, Россия. E-mail: beljakova@zapoved.kursk.ru***ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССОВ ПРОДУКЦИИ И ДЕСТРУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ВЕЩЕСТВА В ЗАПОВЕДНЫХ СТЕПЯХ¹**

Сохранение видового и ценотического биоразнообразия степных экосистем - одна из приоритетных задач работы Центрально-Черноземного заповедника. Для оценки состояния каждой экосистемы необходимо ясное понимание особенностей её функционирования. Мониторинг и прогнозирование дальнейшего процесса развития компонентов экосистемы дает возможность объяснить и общие закономерности их формирования. Подобный контроль за состоянием окружающей среды необходим для выработки грамотной стратегии её охраны.

Продолжая изучение элементов биологического круговорота в травяных экосистемах, фундаментом учения о котором послужили основополагающие работы Н.И. Базилевич, созданные, в том числе, и на материале заповедных лесостепных экосистем Центрального Черноземья, мы с 1988 года проводим постоянные стационарные наблюдения за интенсивностью основных процессов круговорота веществ в экосистемах: продукцией и деструкцией растительного вещества в рамках биосферного мониторинга. Биологический круговорот химических элементов составляет основу формирования и функционирования любой экосистемы. С изменением видового состава растительных сообществ в процессе развития или трансформации экосистем, неизбежно меняется и состояние биологического круговорота. Это состояние характеризуется средними величинами запасов вещества в различных блоках экосистемы и интенсивностью обменных процессов за определенный период времени. То есть, проследив динамику уровня запаса вещества в растительных сообществах разных биотопов лесостепных экосистем в течение достаточно длительного временного отрезка, можно дать оценку их состояния.

За уровень биологической продукции фитоценоза принимали запас фитомассы в данный момент времени и определяли его методом пробных укусов ежемесячно в течение вегетационного периода (май-октябрь). Рассчитывали среднемесячный за сезон вегетации запас фитомассы на единицу площади. За интенсивность протекания деструкционных процессов экосистемы принимали количество разложившегося растительного вещества (надземного опада) на поверхности почвы или корней в почве за определенный промежуток времени. Кроме того, определяли скорость разложения клетчатки (хлопчатобумажного полотна) на поверхности и в верхнем слое почвы, как тест на активность целлюлозолитической микрофлоры. Скорость разложения во всех перечисленных вариантах определяли методом закладки навесок растительного вещества с последующим периодическим изъятием их для выявления произошедших изменений.

Исследования проводились на постоянных пробных площадях в луговой степи на территории Центрально-Черноземного заповедника. Степные участки здесь сохраняются в исторически сложившихся режимах, под воздействием которых и сформировались существующие травяные растительные сообщества. Каждая пробная площадь в степи находится на участке с определенным режимом охраны: абсолютно заповедным (РАЗ), ежегодного кошения (РЕК), периодического кошения (РПК) и пастбищным (РПТ).

В РАЗ сформировалась разнотравно-ковыльно-беззостокостровая растительная ассоциация, высота основного яруса более 70 см, площадь проективного покрытия 95%. В РЕК - типчаково-прямокострово-ковыльно-разнотравная ассоциация, высота 60-65 см, проективное покрытие 50-90%. В РПК - прямокострово-ковыльно-типчаково-разнотравная ассоциация, высота 65-70 см, проективное покрытие 65-90%. В РПТ - разнотравно-типчаково-прямокостровая ассоциация, высота 35-60 см, проективное покрытие 40-90%.

Площадь проективного покрытия меняется в зависимости от месяца сезона, на РЕК и РПК еще в зависимости от времени сенокоса, а на РПТ - от степени отравленности травостоя. ЛП - прогалина, естественного происхождения, имеющая в начале исследований коротконожко-безостокострово-разнотравную ассоциацию, высота 50-60 см, проективное покрытие 80%.

Для анализа многолетней динамики интенсивности основных биологических процессов исследуемых фитоценозов обращаемся к моделям логарифмических трендов $[y = a\text{Ln}(x) + b]$. Полученные коэффициенты в уравнениях трендов биологической продукции степных участков при разных режимах охраны показывают, что запас общего количества фитомассы в многолетнем ряду имеет тенденцию к убыванию на всех участках: РАЗ $y = -2,43\text{Ln}(x) + 52,96$; РЕК $y = -4,23\text{Ln}(x) + 31,26$; РПК $y = -8,26\text{Ln}(x) + 44,15$; РПТ $y = -8,91\text{Ln}(x) + 39,49$. Минимально убывание запаса продукции на РАЗ (-2,43) и максимально - на РПТ (-8,91).

На РАЗ влияние тренда на изменчивость исходного многолетнего ряда (R^2) проявляется минимально (2,47%), в РЕК оно незначительно (20,37%), в РПК и РПТ - влияние тренда уже весьма заметно и имеет почти одинаковые значения (50,98% и 51,12%, соответственно).

Коэффициенты в уравнениях трендов интенсивности процессов деструкции растительного вещества на почве и в почве показывают, что величины интенсивности разложения за сезон надземного опада и корней в многолетнем ряду имеют тенденцию к возрастанию на всех участках. Как для надземного опада, так и для корней возрастание это максимально на РПТ (10,20 и 9,53, соответственно). Минимальное возрастание наблюдалось: для надземного опада - на РАЗ (6,34); для корней - на РПК (6,94). Влияния тренда (R^2) на изменчивость исходного многолетнего ряда интенсивности разложения довольно значительно для надземного опада и корней и возрастает в ряду надземного опада в следующей последовательности: РПК (17,48%) - РАЗ (20,34%) - РЕК (25,86%) -- РПТ (46,32%); а для корней: РПК (21,82%) - РАЗ (27,76%) - РПТ (50,70%) - РЕК (66,65%).

В многолетнем ряду динамики активности целлюлозолитической микрофлоры, как на поверхности почвы, так и в верхнем слое почвы, не выявлено сколько-нибудь заметного тренда и степень влияния его можно пренебречь, поскольку она практически ничтожна при всех режимах (0,001% - 2,99%).

Рассчитаны и уравнения трендов сезонной суммы двух основных гидротермических факторов: осадков $[y = -70,26\text{Ln}(x) + 469,53]$ и температур $[y = -269\text{Ln}(x) + 3265,6]$ за период исследований. Из уравнений видно, что на анализируемом отрезке времени оба показателя имеют тенденцию к убыванию, причем для температурного ряда она более значительна (60,10%), чем для осадков (27,65%). Можно предположить, что убывание величины биологической продукции и возрастание интенсивности процессов деструкции в растительных сообществах при всех режимах охраны степи является следствием снижения величины гидротермических показателей во временном ряду.

Таким образом, по уровню продукции наиболее стабильны растительные сообщества при режимах РАЗ и РЕК; более изменчивы - в РПК и РПТ. По интенсивности процессов деструкции растительного вещества на поверхности почвы наиболее стабильны растительные сообщества при режимах РАЗ и РПК; более изменчивы - в РПТ; а по интенсивности деструкции в почве наиболее стабильны сообщества при режимах РАЗ и РПК; более изменчивы - в РЕК и РПТ. Количественные изменения в уровне продукции и деструкции фитомассы являются отражением качественных изменений в видовом составе фитоценоза.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать вывод, что на рассмотренных уровнях трансформации органического вещества в заповедных степных экосистемах с разными режимами охраны состояние растительных сообществ не одинаково. Чем больше уровень антропогенного воздействия, тем менее стабильно сообщество. На примере сохранения степных сообществ в разных режимах видим, что наиболее стабильны они в режиме абсолютного заповедания, более изменчивы в косимых режимах и нестабильны в выпасаемом режиме.

УДК 581.5:502.72/477/

Бойко М.Ф.

Кафедра ботаніки, Херсонський державний університет, вул. 40 років Жовтня, 27, м. Херсон, 73000, Україна.
E-mail: netl@ksu.ks.ua

МОХОПОДІБНІ ЯК ІНДИКАТОРИ СТАНУ СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ

Мохоподібні, як несудинні вищі рослини, які не мають (за деяким виключенням, та й то умовно) звичайних для судинних вищих рослин механізмів регуляції водообміну з природним навколишнім середовищем, дуже чутливо реагують на зміни стану довкілля, що відбуваються під дією як природних, так і антропогенного факторів. Нами досліджені і розроблені еталони видового складу мохоподібних для усіх зональних типів ценозів рівнинної частини України. Відхилення у видовому складі будь-якої ділянки, в тому числі заповідної, свідчать про певні зміни, що відбулися за певний проміжок часу в стані довкілля. Розроблені також еталони видового складу для ділянок з певним антропогенним навантаженням. Відмінності у видовому складі цих ділянок свідчать про певну величину міри антропопресії на ділянку, що досліджується.

Як приклад наводимо результати моніторингового дослідження стану різних ценозів степової зони України.

За еталонний прийнято видовий склад мохоподібних заповідного типчаково-ковилового степу. В заповідному степу Біосферного заповідника «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна, який зберігся достатньо добре, у степових ценозах видовий склад мохоподібних нараховує 21 вид, з яких 5 видів - печіночні мохи та 16 - справжні мохи. Переважають серед них аридні геліофітні ксерофітні мезоевтрофні види з нещільнодернинною життєвою формою.

Другою ланкою, що відображає стан довкілля, є степові ценози з періодичним нерегулярним випасом. Такі ділянки добре збереглися в заказниках та пам'ятках природи степової зони. Узагальнений видовий склад їх нараховує 16 видів, але в ценозах відсутні печіночні мохи. Проте багато (більше 60%) дводомних стійких видів мохоподібних.

Третьою ланкою є залишки природних степових ценозів з режимом регулярного помірною випасу. Видовий склад нараховує 10 видів, проте відсутні рідкісні види, зросла участь космополітних та дводомних видів.

Четвертою ланкою є ценози з великим антропогенним навантаженням у вигляді значного рекреаційного навантаження. Видовий склад - 8 видів, майже не утворюються спорогони, зростає кількість космополітних мохів.

П'ятою ланкою є ценози з великим антропогенним навантаженням у вигляді пасовищного збою. Видовий склад — всього 4 космополітні види.

Шостою ланкою є ценози, які щорічно викошуються. Тут присутні всього 2 космополітні види.

Останньою, сьомою, ланкою є агрофітоценози. Хоча тут видів більше - 5, але це ефемерні експлерентні види, що пристосувалися до різких змін стану субстрату.

УДК 599.322.(477)

Боровик Е.Н.

Луганський природний заповідник НАН України, ул. Рубежная, 95, тт Станично-Луганское - 2, ст. Кондрашевская Новая, Луганская обл., Украина

СТРУКТУРА СЕМЕЙНЫХ УЧАСТКОВ СУРКА СТЕПНОГО (*MARMOTA BOBAC*) КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИИ

Сурок степной (*Marmota bobac* Muller, 1776) в силу особенности биологии продолжает существенно влиять на формирование флористического, почвенного и фаунистического разнообразия заповедника Стрельцовская степь. Однако условия обитания сурка в последнее

десятилетие значительно изменились в связи с развитием резерватных сукцессии растительности заповедника, что привело к сокращению численности сурка. Несмотря на территориальный консерватизм, присущий этому виду, произошли значительные изменения структуры семейных участков сурка, что связано с долговременным воздействием негативных факторов.

В 2005-2006 гг. для оценки состояния популяции сурка, структуры его семейных участков и для выявления механизма воздействия неблагоприятных факторов было проведено картирование семейных участков сурка на территории отделения Стрельцовская степь Луганского природного заповедника НАН Украины.

На участке выявлялись норы сурков и соединяющая их система троп. Норы, их характер, длина и направление троп наносились на картосхему масштаба 1:1500. Затем, по следам примятой растительности, оставшимся после кормления сурков, и наличию пограничных меток наносились внешние границы семейных участков. Наше исследование проведено на территории, составляющей 22 % площади заповедника, на которой обитает 38 % семей сурка (Летопись природы, 2005). Всего обследовано 52 семейных участка. Территории, на которых проводились исследования, отличаются стадиями развития резерватных сукцессии (Ткаченко, Чуприна, 1995).

1. Старая территория заповедника. До 1990 года территория выкашивалась раз в три года. В настоящее время выпас и сенокосение отсутствуют. Склон СВ экспозиции, около 5°, направлен к пойме р. Черепаха. Рельеф слабо изрезан небольшими ложбинами, заходят верховья двух небольших балок - Пятихатской и Фермерской. В растительном покрове доминируют ковыль узколистный и корневищные злаки при участии караганы кустарниковой.

2. Плакорные участки и слабые склоны восточной и ЮВ экспозиции, левого склона балки Крейдяный яр, левого притока р. Черепаха. Выпас отсутствует, сенокосение спорадическое на небольших площадях (3-9 га). Залежь более 20 лет. До 1997 года осуществлялся выпас овец на участках с естественной растительностью (с мая по октябрь) и выпас по отаве на месте сенокосов. Значительное накопление подстилки, травяной покров высокий. Преобладают корневищные злаки. Небольшую площадь занимают выходы песка и солонцы.

3. Левый склон долины р. Черепаха. Бывшая охранный зона заповедника. Залежи 15-20 лет. Небольшой склон, слабо изрезан ложбинами. Умеренный выпас крупного рогатого скота. Значительного накопления подстилки не отмечено. Преобладают корневищные злаки. Высота травяного покрова выше в верхней части склона (меньше интенсивность выпаса). Интенсивность пастбищной нагрузки изменяется в разные годы от 0,3 до 1 головы крупного рогатого скота на гектар. В нижней части склона у реки в местах прогона скота отмечены сбои.

Форма семейного участка имеет прямую ландшафтную зависимость, в плакорных условиях обычно семейные участки неправильной формы, приближенной к округлой. Длина исследованных семейных участков изменяется от 205 до 15 м, ширина от 141 до 1 м. Ширина 1 м принималась для удобства вычисления, когда норы располагались в одну линию. Во всех остальных случаях измерялось расстояние между крайними норами, как в длину, так и в ширину. Индекс растянутости (соотношение длины и ширины семейных участков) вычислялся для каждой семьи. В 50 % случаев он превысил 2, и только в 3 семьях превысил 10. Большинство исследованных участков имеет слабо вытянутую форму. Площадь семейных участков, по нашим данным, варьирует от 0,1 до 1,7 га. В настоящее время плотность распределения семей сурка не предельная и, кроме нескольких случаев, границы семейных участков не контактируют. Плотность семей сурка на стационарах в Крейдяном яру составила 0,09 семьи/га. 56 % семей (зарегистрированных в 2005 году) в 2006 году исчезли. Плотность сурка для припойменной части составила 0,45 семьи/га.

Территориальное перераспределение - процесс очень медленный, даже если не ограничен близким соседством других семей. В процессе наблюдения за состоянием ряда

семейных участков в условиях многолетней депрессии численности (семьи исчезли) нами было установлено, что форма и размер семейного участка поддерживался даже после значительных структурных его изменений. Вот почему площадь не может самостоятельно характеризовать состояние семейного участка, а только в комплексе с другими показателями.

В качестве характеристики семейного участка иногда указывают на длину троп между норами. Нами этот показатель использован как оценка обжитости освоенности семейного участка сурка. Для каждого семейного участка рассчитывали среднюю длину тропы, исходя из общей длины троп и их количества. Чем меньше средняя длина тропы, тем выше безопасность семейных участков (выше его защитная функция). Это одномерный показатель безопасности семейных участков. Соотнеся площадь семейного участка к количеству нор, расположенных на нём, мы рассчитали двухмерный показатель защитных свойств участка, названный условно коэффициентом запустения. Полученный показатель — это часть площади семейного участка, приходящаяся на одну нору. Чем он меньше, тем безопасность участка выше. Коэффициент запустения для участков, имеющих вытянутую форму, выше, чем для округлых. Поэтому для анализа сильно отличающихся по вытянутости участков следует группировать их по индексу растянутости. При этом тенденция изменения коэффициента запустения, в зависимости от состояния семьи, чётко отслеживается в каждой группе. Низкие показатели коэффициента запустения так же характерны для фрагментов распавшихся участков, поэтому анализ должен быть комплексным. Нами для анализа состояния семейных участков сурка использовались такие показатели: площадь участка, средняя длина тропы, число нор и коэффициент запустения.

Были выявлены следующие стадии развития семейных участков сурка на территории заповедника Стрельцовская степь. На первом этапе, в результате действия лимитирующих факторов, происходит устойчивое снижение числа особей в семье. Площадь участка и его границы продолжают контролироваться оставшимися сурками и существенно не меняются. Затем уменьшается число временных нор (норы осыпаются, забрасываются), некоторые постоянные начинают использоваться как временянки, что ведёт к удлинению троп. При удлинении тропы до 30-40 м часто происходит разрыв участка в этом месте. По нашим данным, минимальное расстояние между постоянными норами сурка в заповеднике составляет 10,5 м, а максимальное 97,5 м (в среднем 46,5 м). В зависимости от того, насколько компактно располагаются постоянные норы, возможны два варианта развития ситуации. Если участок однородный, а численность семьи позволяет, возможен раздел на две семьи. Но чаще наблюдается другой вариант, когда часть участка забрасывается, при этом показатель коэффициента запустения на некоторое время снижается. Новый семейный участок оказывается в лучшем состоянии, т. к. активность смещается к постоянным норам, что обеспечивает лучший обзор и большую безопасность. Если тенденции ухудшения условий обитания сурка сохраняются, то при отсутствии сильного пресса крупных хищников происходит изменение возрастной структуры семьи. В неблагоприятных условиях выводки молодняка в семьях сурков либо отсутствуют, либо смертность в выводках составляет 100 %. Эта ситуация характерна для всей старой территории заповедника. Падение численности при этом (по причине старения популяции) носит катастрофический характер, в течение 1-2 лет исчезает сурок на площади нескольких сотен гектар (Летопись природы, 2005).

Анализируя состояние структуры семейных участков сурка, расположенных в различных условиях экологического оптимума, мы объединили их в 3 группы: 1) участки в зоне экологического оптимума, 2) участки в переходной зоне, 3) участки в зоне экологического пессимума.

1. Зона экологического оптимума. Вошли семьи сурка, расположенные у кв. 16 заповедника на новой территории. Средний показатель коэффициента запустения самый низкий - 298,4. Хорошо развита система троп, их общая длина (в среднем) составляет 450,6 м. На семью приходится 30,5 временных и 4,8 постоянных нор. Средняя площадь семейного участка 1,01 га (при плотности 0,91 семьи/га). Сюда включили и территорию между Фермерским и Пятихатским ярами. При прочих сходных показателях, площадь

семейных участков здесь в среднем составила 0,43 га (плотность 0,46 семьи/га). Возможной причиной столь существенного отличия площади участков является высокий пресс браконьерства в предыдущие годы.

2. Переходная зона. По сходству показателей в эту группу мы объединили три территории: нижняя часть левого склона Крейдяного яра, участок между Яблоневым и Фермерским ярами и участок между Пятихатским и Глиняным ярами. Средний показатель коэффициента запустения - 470,7. Общая длина троп (в среднем) составляет 232,7 метров. На семью приходится 14,4 временных и 2 постоянных нор. Средняя площадь семейного участка 0,67 га.

3. Зона экологического пессимума Включает верхнюю часть левого склона Крейдяного яра и старую территорию заповедника. Средний показатель коэффициента запустения - 591,9. Общая длина троп (в среднем) составляет 193,9 метров. На семью приходится 9,2 временных и 1,3 постоянных нор. Средняя площадь семейного участка 0,6 га. Здесь сурок исчезнет в ближайшие год - два. Исключение составляют два участка, где возможно, в силу специфики рельефа, более продолжительное существование сурка.

Таким образом, большинство исследованных семейных участков сурка принадлежит семьям неустойчивого типа (отличаются низкой численностью и нестабильностью состава, небольшой площадью и небольшим количеством нор). Отмечен переход устойчивых семей в неустойчивые, что вызвано ухудшением условий жизни сурка. Выводки сеголетков присутствуют в 17 % семей. Преобладающая форма семейных участков - слабо вытянутая. Границы участков соприкасаются у 11% семей, поэтому редко выделяются покопками. Площадь семейных участков варьирует от 0,1 до 1,7 га. Установлено устойчивое и продолжительное снижение численности Стрельцовой популяции сурка. На части территории заповедника (Крейдяный яр) отмечено катастрофическое сокращение числа семейных участков. Экологический оптимум обитания сурка смещён на пастбища с интенсивным выпасом. Длительное воздействие неблагоприятных факторов привело к снижению плотности распределения семейных участков и изменению их структуры. Изменения структуры выразились в увеличении значения средней длины тропы, сокращении числа нор на семейном участке, росте значения коэффициента запустения. При анализе состояния семейных участков, учитывая территориальный консерватизм сурка, нельзя ограничиваться одним из названных показателей. Выделены следующие стадии развития семейных участков сурка: устойчивое снижение численности в семье, изменение структуры семейного участка, фрагментация или исчезновение семейных участков.

Летопись природы Луганского природного заповедника НАН Украины. - Луганск, 2005 (рукопись). *Ткаченко В.С., Чуприна Т.Т.* Зміни в рослинному покриві Стрільцівського степу за даними фітоценологічного моніторингу // Укр. ботан. журн. - 1995. - 52, № 2 - С.252-259.

УДК 581.9:581.526.53

Боровик Л. П.

Луганский природный заповедник НАН Украины, ул. Рубежная, 95, тт Спганично-Луганское • 2, ст. Кондрашевская Новая, Луганская обл., Украина

ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ ЗАЛЕЖНЫХ СООБЩЕСТВ НА ТЕРРИТОРИИ СТРЕЛЬЦОВСКОЙ СТЕПИ (ОТДЕЛЕНИЕ ЛУГАНСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА)

Территория отделения Стрельцовская степь была расширена в 2004 году за счет участков охранной зоны заповедника. Более половины новой территории заповедника составляют залежи. Общая площадь залежей - 267 га, что составляет 23% от общей площади отделения Стрельцовская степь в новых границах (1024 га) или 53% от территории расширения (502 га). В 2005-2006 годах проведено геоботаническое обследование

растительности залежей. Были заложены 6 профилей, выполнено 150 геоботанических описаний, проводятся наблюдения на стационарах.

Растительность Стрельцовской степи по типологическим признакам относится к мезофитному варианту разнотравно-типчаково-ковыльных степей. Исследуемые залежи занимают периферийные участки наклонного водораздельного плато между балками Крейдяная, Глиняная и рекой Черепаха, в центре которого расположен массив старой территории заповедника, а также склоны водораздела между балками Крейдяная, Терновая и рекой Черепаха, центральная часть которого распаханна, склоны и участки водораздела в верховьях балок Крейдяная и Терновая. Все участки были распахананы в начале 1970-х гг. На заповедной территории расположены 9 участков залежей, их площадь от 10 до 68 га, возраст -15-25 лет.

На большинстве участков были высеяны многолетние травы, поэтому сорная стадия демутиации залежей не была выражена. Первоначально все участки выкашивались, позднее на части из них проводился выпас. Продолжительное время (в среднем с 2000 г.) залежи находятся в условиях отсутствия нагрузок на растительный покров. Сенокосение проводится на очень небольших площадях, выпас сосредоточен на участках, примыкающих к пойме реки.

Следует отметить наиболее важные особенности условий демутиации залежей в Стрельцовской степи. Здесь распространены тонкопрофильные черноземы склонов с близким залеганием коренных пород - лессовидных суглинков. Вспашка и воздействие эрозии в значительной степени изменили почвенные условия, восстановление исходной растительности даже теоретически является процессом очень длительным и связано с восстановлением гумусового слоя. Близость целинных участков обеспечивает хорошие условия для заноса семян. Лучшие условия для заноса семян на меньших по площади участках и имеющих протяженные границы с целинными. Ограничен занос семян на участках, зажатых между балками и лесополосами.

Демутация залежей в Стрельцовской степи проходит на фоне климатических особенностей - превышения количества осадков относительно среднемноголетних данных. Среднемноголетняя годовая сумма осадков для региона - 427 мм (Кондратюк и др., 1988). Средняя годовая сумма осадков (по данным Летописи природы Луганского заповедника) за 1980-2002 годы составила 519,8 мм. Кроме того, очень влажными были сезоны 2003-2005 годов. В 2004 г. годовая сумма осадков составила 700 мм, в 2005 - 749,9 мм.

Существенное влияние на формирование растительности залежей оказывают лесополосы, все участки исследуемых залежей (за исключением одного, отделенного от лесополосы узкой полосой целины) граничат с лесополосами. Это, во-первых, обеспечивает постоянный занос семязачатков древесных, преимущественно чуждых для региона, видов. Во-вторых, ограничивается занос семян степных видов, так как целинные участки в значительной степени закрыты лесополосами. В-третьих, на примыкающих к лесополосам участках изменяются условия увлажнения и терморезим. В результате вблизи лесополос формируются очень мезофитные травостои со значительным участием древесно-кустарниковых видов. Лесополосы являются источником распространения адвентивных видов арборифлоры: *Fraxinus* (*F. pennsylvanica* Marshall, *F. juglandifolia* Lam.), *Ulmus pumila* L., *Elaeagnus angustifolia* L., *Cerasus tomentosa* (Thunb.) Wall. Из них на залежах спорадически встречается *Elaeagnus angustifolia*, изредка - *Cerasus tomentosa*; виды *Fraxinus* и *Ulmus pumila* являются важными компонентами залежных сообществ Стрельцовской степи и существенно изменяют характер формирования растительности залежей. Сеянцы *Fraxinus* формируют заросли разновозрастных особей на участках, примыкающих к лесополосам, образуют группы на участках с хорошим увлажнением (преимущественно днище ложбин стока). Большое количество сеянцев *Fraxinus* отмечается по всей территории залежей, однако, особи, достигшие более-менее значительных размеров, отмечаются в экотопах с лучшим увлажнением. *Ulmus pumila* широко распространен на залежах в Стрельцовской степи. Встречается одиночными особями, часто образует группы или

разреженные заросли. Высота деревьев различна, отдельные особи достигают 5-6 м. Наиболее быстро распространяется на смытых глинистых склонах, где формирование естественного растительного покрова проходит медленно. Очень быстро распространяется на молодых (5-7-летних) некосимых залежах в окрестностях заповедника. На залежах отмечается 15 видов деревьев и кустарников, из них 8 видов распространяются из лесополос. Кроме перечисленных видов, наиболее часто из лесополос заносятся *Acer tataricum* L., *Swida sanguinea* (L.) Opiz.

Длительное сохранение специфичности залежных сообществ отмечается многими исследованиями для различных регионов, даже старые залежи структурно отличаются от целинных участков. Специфику залежных сообществ на территории Стрельцовой степи составляет высокая ценотическая роль видов, использовавшихся в травосмесях - *Onobrychis ШнаШца* Spreng., *Poterium polygamum* Waldst. & Kit., *Dactylis glomerata* L. Даже на наиболее старых участках участие этих видов остается значительным. Искользовавшийся в травосмесях *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub сохраняет доминирующие позиции и не вытесняется другими видами.

По результатам анализа встречаемости видов выделена группа видов, широко распространенных на залежах и редко отмечаемых в степных сообществах Стрельцовой степи: *Convolvulus arvensis* L., *Daucus carota* L., *Medicago lupulina* L., *Euphorbia virgata* Waldst. & Kit., *Plantago lanceolata* L., *Cichorium intybus* L., *Picris hieracioides* L., *Trifolium repens* L., *Tragopogon major* Jacq., *Taraxacum officinale* Wigg., *Festucapratis* Huds. Широко распространены на залежах стержнекорневые двулетники: *Cynoglossum officinale* L., *Cirsium ucrainicum* Besser, *Carduus acanthoides* L. Из перечисленных видов доминантами разнотравных группировок являются *Cynoglossum officinale*, *Euphorbia virgata*, *Picris hieracioides*. Широко распространен пятнами *Poa compressa* L. Часто встречаются сорно-степные - *Centaurea diffusa* Lam., *Galium humifusum* M. Bieb., *Eryngium campestre* L. В отличие от степных сообществ, значительного участия часто достигают *Falcaria vulgaris* Bernh., *Potentilla argentea* L.

Из степных видов широко распространены на залежах *Achillea pannonica* Scheele, *Medicago romanica* Prodan, *Galium octonarium* (Klokov) Soo, *Phlomis pungens* Willd., *Artemisia austriaca* Jacq., *Fragaria viridis* Duchesne, *Verbascum orientale* (L.) All., *Potentilla schurii* Fuss ex Zimmeter, *Veronica spicata* L., *Scabiosa ochroleuca* L. В то же время, редко отмечается на залежах довольно большая группа фоновых степных видов: *Filipendula vulgaris* Moench, *Salvia nutans* L., *Crinitaria villosa* (L.) Grossh., *Phlomis tuberosa* L., *Stachys transsylvanica* Schur., *Inula hirta* L. и другие. Не встречаются на залежах фоновые для степей *Adonis wolgensis* Stev., *Carex supina* Wahlenb. Очень ограниченно представлены типичные в степных сообществах луковичные геофиты (локально встречаются *Allium paczoskianum* Tuzs. и *Bellevalia sarmatica* (Pall, ex Georgi) Woronow). Из злаков, входящих в состав ценотического ядра степных сообществ, очень редко встречается небольшими пятнами *Bromopsis riparia* (Rehman) Holub, редки *Helictotrichon schellianum* (Hack.) Kitag., *Hierochloa repens* (Host) P. Beauv. Наиболее обедненными все же являются флористические комплексы степного разнотравья и эфемероидов, тогда как дерновинные злаки представлены довольно полно.

Из кустарников относительно широко (пятнами, часто) на залежах распространен *Genista tinctoria* L. Но наиболее распространенным кустарником является *Prunus stepposa* Kotov, реже встречается *Rhamnus cathartica* L. Локально на небольшом участке отмечен *Chamaecytisus rutenicus* (Fisch. ex Wol.) Klaskova, который распространился с примыкающей целины. Очень характерно распространение *Caragana frutex* (L.) K. Koch, которая отмечена в одном описании (на сурчине). В то же время на участках, где ее заросли вплотную примыкают к залежам, на территорию залежей она пока не распространяется.

Наблюдения показали, что в несформированных сообществах залежей адвентивные виды распространяются особенно быстро. Из ряда адвентивных видов, отмечаемых на залежах, наиболее заметен *Elytrigia elongata* (Host.) Nevski, который образует заросли в

различных экотопах (покрытие *E. elongata* до 40%), площадь которых ежегодно расширяется как на выпасаемых участках, так и в отсутствие выпаса.

Видовая насыщенность залежей составляет 31-77 видов на 100 м², среднее - 55,4±1,2 видов. Видовая насыщенность корневищно-злаковых залежных сообществ — 53,5±1,6. Насыщенность дерновинно-злаковых залежных сообществ выше и составляет 57,8±1,7. Максимальная видовая насыщенность характерна для дерновинно-злаковых сообществ, расположенных по границам залежей и целинных участков. Минимальная — для участков, где вследствие ряда факторов произошло быстрое формирование популяций устойчивых доминантов и отсутствует хозяйственный пресс (почти чистые заросли *Elytrigia repens* (L.) Nevski на месте засоренных брошенных полей, заросли *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth вблизи лесополос и другие). Видовая насыщенность степных сообществ Стрельцовой степи по результатам разовых описаний - 40-55 видов (Білик, 1973). По данным наших наблюдений на геоботанических стационарах она составляет 76 ± 11,8 (55-99 видов). Таким образом, видовая насыщенность залежных сообществ высока, но в целом остается значительно ниже, чем насыщенность степных сообществ, что связано с поздним появлением на залежах значительной группы степных видов, в том числе, фоновых.

В ценотическом отношении на залежах абсолютно преобладают корневищно-злаковые сообщества с доминированием *Bromopsis inermis*, *Elytrigia repens*, *Poa angustifolia* L., в их составе довольно заметна роль дерновинно-злаковых группировок. По данным соотношения сообществ на линиях профилей, корневищно-злаковые сообщества занимают 71,7% территории залежей, дерновинно-злаковые сообщества - 21,9%, разнотравные сообщества - 4,8% территории. Среди разнотравных преобладают сообщества с доминированием *Cirsium setosum* (Willd.) Besser и *Fragaria viridis*, заросли которых расширяются в условиях отсутствия хозяйственных нагрузок. Дерновинно-злаковые сообщества (с доминированием *Festuca rupicola* Neuff., *Stipa lessingiana* Trin. & Rupr.) сформировались на участках залежей, где длительный период была интенсивная пастбищная нагрузка, затем на фоне залежной проходила постпастбищная сукцессия.

При достаточно высокой флористической насыщенности ценотическая сформированность залежных сообществ Стрельцовой степи низкая. Прежде всего, это связано с отсутствием факторов, необходимых для формирования степных сообществ (хозяйственных нагрузок).

ь

Білик Г.І. Різнотравно-типчакково-ковшгаві степи // Рослинність УРСР. Степи, кам'яні відслонення, піски. - Київ: Наук, думка, 1973. -С. 94-170. Кондратюк Е.Н., Бурда Р.И., Чуприна Т.Т., Хомяков М.Т. Луганский государственный заповедник.

Растительный мир. - Киев: Наук, думка, 1988. - 188 с.

УДК 502.7:551.455

Гавриленко В.С.

Биосферный заповедник «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна УААН, ул. Фрунзе 13, пгт Аскания-Нова, Чаплинский р-н, Херсонская обл., 75230, Украина. E-mail: askania-2ap@mail.ru

НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ ЗАПОВЕДНОГО СТЕПЕВЕДЕНИЯ: ЧЕГО ХОТЕЛИ, ЧТО ПОЛУЧИЛИ, ЧТО МОЖЕТ БЫТЬ?

Заповедное степеведение, как мера сохранения степного биоразнообразия, возникло в России и датируется концом XIX столетия.

Анализируя многочисленную литературу по степям конца XIX - начала XX столетия, находим подтверждение интенсивных процессов опустынивания, которые охватили не только семиаридные области, но и проникли в лесостепные районы. Их причинами назывались вытаптывание травостоя домашними копытными животными, последовательное уничтожение островных лесов, перераспределение запасов почвенной влаги по сезонам,

распашка почвенного покрова, ветровая эрозия и ряд других факторов. В комплексе они привели к потере видового и ценотического разнообразия. К концу XIX столетия западнее Дона обширных степных пространств почти не осталось. Известно, что наиболее сохранившиеся участки разных вариантов степных экосистем можно было найти на пастбищах государственных конных заводов и некоторых частных землевладениях, также используемых как пастбища. В этих условиях заповедание, как форма сохранения степного разнообразия, виделась панацеей при решении проблемы. Подход к заповеданию был в полном понимании этого слова: заповедный - значит, неприкосновенный. Так закладывались основы заповедного дела в Аскании-Нова (участок Старый), позже в Украинском степном (Михайловская целина и Хомутовская степь) и Центрально-Черноземном заповедниках.

Заповедники как центры научных исследований формировались как спонтанно, так и целенаправленно, о чем свидетельствует опыт Аскании-Нова и Украинского степного заповедника. В конечном итоге государственный приоритет в формировании заповедников возобладал, поскольку после смерти энтузиастов многие заповедные объекты просто исчезли. Наиболее эффективной оказалась схема природоохраны в «Аскании-Нова», которая после революции была национализирована, объявлена Народным Заповедным парком и отдана ученым для проведения экспериментов и мониторинговой деятельности. Исследовательская программа, разработанная В.В. Станчинским в конце 20-х годов, на десятилетия опережала доминирующие в то время мичуринские взгляды и четко определяла круг биогеоценотических исследований. К сожалению, этот научный прорыв был прерван в 1933 году.

Что получили в результате формирования сети степных заповедных экосистем?

За столетний период исследования нашими предшественниками и современным поколением ученых - Докучаевым В.В. (1882), Пачоским И.К. (1908, 1917), Лавренко Е.М. и Зозом И.Г. (1933), Шальтом М.С. (1930, 1938), Алехиным В.В. (1935), Бильком Г.И. (1957), Бильком Г.И. и Ткаченко В.С. (1973, 1976), Ткаченко В.С. (1984, 2006), Ткаченко В.С., Дидухом Я.П. и Геновым А.П. (1998), Ткаченко В.С., Геновым А.П. и Лысенко Г.М. (2003), Веденьковым Е.П. и Водопьяновой В.Г. (1974), Веденьковым Е.П. (1997), Дрогобыч Н.Е. и Веденьковым Е.П. (1993), Полупаном Н.И. (1979, 1988), Емельяновым И.Г. (1988, 1999), Чибилевым А.А. (1992, 2004) и другими учеными - проведен огромный объем флористических, геоботанических, зоологических и почвоведческих исследований, на основе которых построен ряд важнейших умозаключений и стратегий, позволяющих видеть направление сукцессионных процессов в разных вариантах заповедных степных экосистем, встречающихся в подзонах степей на территории Украины и за ее пределами.

Из накопленного в этой области научного материала мы можем заключить, что все заповеданные участки испытывали до введения охранного режима прямое или опосредованное антропогенное воздействие. Следует также признать, что название эталонная (климаксовая) экосистема всегда будет иметь степень условности, как и само понятие степного климакса. Найти в степной зоне Европы более-менее обширный участок степного пространства со сбалансированным соотношением автотрофного и гетеротрофного блоков, долгое время находившийся в природном динамичном равновесии, практически невозможно. Все заповедные экосистемы степной зоны в пределах Европы являются неполночленными или имеют ослабленный блок верхней части экологической пирамиды. Таким образом, на европейской территории степного биома нынешнему поколению достались многовариантные, разорванные агрикультурными барьерами, травянистые сообщества, находящиеся на разных стадиях сукцессионного развития. Многолетние исследования ученых Института ботаники НАНУ, Биосферного заповедника «Аскания-Нова», Центрально-Черноземного заповедника, Курского госпединститута показывают, что саморазвитие в условиях абсолютного режима в определенных условиях приводит к некоторой самостабилизации, которая выражается в изменении структуры травяных сообществ, формировании кустарниковых ассоциаций и потере степных элементов (Алехин, 1940; Прозоровский, 1940; Краснитский, 1983; Ткаченко, Дидух, Генов и др. 1997;

Аванесова, 2004; Ткаченко, Лысенко, 2005; Ткаченко, 2006 и др.). В годы с высоким количеством осадков, особенно если они следуют один за другим, происходит накопление степного войлока, что способствует процессам олуговения и развития корневищных злаков, а также интенсивного разрастания кустарников путем корнеотпрыскового размножения. Со временем древесная растительность в заповедных степях становится ведущим ценозообразующим фактором, коренным образом меняющим ход процессов на неопределенно долгое время. Под воздействием лесной растительности в ряде заповедников отмечены изменения физико-химических свойств почв. Литературные данные и наши исследования показывают, что проникновению древесной растительности благоприятствует ряд факторов: наличие вблизи заповедной степи или непосредственно на ней созданных до заповедания лесополос (Хомутовская степь, Еланецкая степь, Стрелецкая степь, Аскания-Нова), дендропарка или питомника плодово-ягодных культур (Аскания-Нова, Еланецкая степь), природной кустарниковой растительности (все степные заповедники Украины); роющая деятельность млекопитающих - от насекомоядных до кабана; зоохорный разнос семян; оголение почвы в результате пожара; точечные или ленточные антропогенные воздействия, нарушающие дернину. Существенную роль играет площадь степного ядра. Малые заповедники площадью от сотен до полутора тысяч гектаров буквально поглощаются древесно-кустарниковой растительностью, как проникающей извне, так и распространяющейся в процессе естественного развития в ядре.

В качестве стабилизирующих и замедляющих процессы олуговения и закустаривания факторов многие исследователи предлагают использовать копытных животных, в том числе и домашних. Проведен ряд экспериментов, которые, к сожалению, были кратковременными и не охватывали хотя бы короткие климатические циклы (Украинский степной заповедник, Аскания-Нова), а также опыты с пирогенным фактором. Бесспорно, оба фактора естественны для степных экосистем. Вопрос стоит о времени, продолжительности и силе их воздействия. Выпас копытных животных - домашних или диких - ведет к созданию ксерофитных условий и удержанию территории в степном виде. Такие примеры, в том числе и экспериментальные, можем привести по заповедникам Еланецкая степь, Аскания-Нова, участку Хомутовская степь Украинского степного заповедника. Эмпирический опыт и результаты визуальных наблюдений показывают, что оптимальная нагрузка на степь должна разрабатываться индивидуально для определенной группы растительных сообществ, синхронизированно с гидротермическим режимом. Опыт, проводимый асканийскими учеными с 1983 года (Лобанов Н.В., Треус М.Ю.) на нынешней территории природного заповедника Еланецкий путем создания зоопитомника на площади в 70 га, сохранившего в конечном итоге группу бизонов показал, что для него нагрузка биомассы травоядных млекопитающих (бизонов) в 55-65 кг/га оказалась оптимальной: степь остается степью без закустаривания, сбоев и перевысаса. В условиях Аскания-Нова эта нагрузка должна быть снижена до 35-45 килограммов (7-й загон Большого Чалельского пода), что обеспечит нормальное обитание млекопитающих даже в период засух.

Однако, все это остается на уровне эксперимента, результаты которого перевести в практическую плоскость сложно из-за бесконечных научных дискуссий, что вполне понятно, ибо в споре приближаемся к истине; недостаточной гибкости законодательной природоохранной базы; экономических причин; уровня квалификации кадров, решающих стратегические и тактические вопросы заповедного дела по всей ее вертикали.

Сейчас уже нет необходимости доказывать, что на абсолютно заповедных территориях сначала снижаются показатели обилия степных ксероморф, а потом происходит их выпадение из травостоя. В зоологическом комплексе идет интенсивное проникновение синантропных экотипов, сформировавшихся за пределами заповедных территорий, а также силватизация фауны. К сожалению, степные заповедники Украины не решили проблему сохранения степного орла, стрепета, журавля-красавки, перевязки и многих других видов. Еще одна проблема, прослеживающаяся в зоокомплексе степных заповедных территорий - сезонные перераспределения численности и биомассы в период миграций. Заповедные

территории становятся точками сосредоточения множества мигрирующих птиц (журавли, гуси, утки, кулики, чайки, воробьиные, в частности грачи), оказывающих мощное влияние на флору и фауну степного ядра, концентрируя здесь как биогенные вещества, так и тяжелые металлы.

Из сказанного следует, что, решив в критический период задачу сохранения части степного биоразнообразия, степные заповедники попали в диалектический коллапс, из которого необходимо найти выход.

Первейшей задачей является дальнейшее совершенствование законодательной базы, направленной на сохранение заповедных территорий и создание условий для сохранения разнообразия, а также протекания эволюционных процессов. Последнее видится наиболее сложным, поскольку моделировать эволюцию множества организмов человеку пока не дано. Понятие «регулируемый заповедный режим», хотим мы этого или нет, войдет в обиход в большинстве малых заповедников, экосистемы которых не способны к саморегуляции. Площади заповедных зон с их режимом, приравниваемым к абсолютно заповедному, в перспективе должны быть пересмотрены, и им на смену должна прийти поливариантная система природопользования, моделирующая природные экологические цепи или пирамиды. Для каждого конкретного заповедника должны быть найдены наиболее приемлемые пути их функционирования, прописанные в проектах организации и охраны их природных комплексов. В Украине до последнего времени такие проекты создавались проектными учреждениями «Укрліспроєкт», «Головний науково-дослідний та проектний інститут землеустрою» и другими, не имеющими в своем штате комплекта специалистов высокого класса для решений вопросов заповедного дела и проектирующими заповедные мероприятия в силу знаний специалистов других профилей. Для решения подобных задач в Украине целесообразно на базе Государственного института экологии Минприроды создать Главное проектное бюро объектов природно-заповедного фонда, с подключением, для создания конкретного проекта, ведущих специалистов институтов Национальной академии наук Украины и заповедников.

Следует признать, что на Украине сейчас отсутствуют природные, экономические и социальные условия для создания крупных степных заповедников, которые бы функционировали без вмешательства в протекание естественных процессов в экосистемах, даже если заповедать территории бывшего (Караларская степь) и существующего военного полигона (Широкий лан).

Немаловажным фактом остается способность населения, проживающего в окрестностях каждого заповедника, и представителей местной исполнительной власти воспринимать необходимость мер, проводимых на заповедных территориях, и терпимость к соседству заповедника с агрикультурным ландшафтом.

Необходимо внести на рассмотрение Верховного Совета Украины законопроекты об изменении части статей законов, относящихся к сохранению биоразнообразия и природно-заповедного фонда в целом, особенно касающихся режимов заповедных зон природных и биосферных заповедников, поставивших под вопрос возможность соответствия заповедников их главному назначению: сохранению биологического разнообразия репрезентируемой территории. В противном случае нас ожидает потеря степных заповедников как эталонов.

безперешкодно, або пересидіти у глибоких норах (бабаки, тхори, лисиці, борсуки). Ховрашки малі у середині літа, як правило, вже перебувають у сплячці. Для диких копитних, які утримуються у загонах Великого Чапельського поду, існує загроза травмування та ураження вогнем, якщо вчасно не вжити заходів - перевести тварин в безпечні місця та загасити полум'я.

Багаторічні спостереження за напрямком пірогенної сукцесії в популяціях дрібних ссавців показали, що вигорання надземної фітомаси не позначається згубно на зеленоїдних норицях (*Microtus*), котрі до відростання зелені переключались на харчування підземними частинами рослин, і мишах (*Mus*, *Sylvaemus*), що використовують запаси насіння. Знищення підстилочного прошарку інколи суттєво позначалось на чисельності комахоїдних (*Crocidura*), але достатніх підстав, щоб звести це явище до рангу закономірності, не отримано.

Втрата надземної фітомаси тимчасово негативно відбивається на захисних умовах тварин: комахи, плазуни, дрібні ссавці стають потенційно доступнішими для споживання хижаків. Згарище приваблює вухату та болотну сов, боривітра, кібчика, степового канюка, граків, мартинів, що, зрештою, підвищує рівень вилучення зообіоти проти звичайного.

Веденьков Е.П., Постпирогенная динамика растительности заповедной степи «Аскания-Нова» // Труды Междунар. конф. «Rezumatel lucrarilor Simpozionului jubilar «Reservatia naturala «Codrii». - Comuna Lozova. - 1996. - С. 185-188. *Веденьков Е.П., Дрогобыч Н.Е.* Антропогенные смены фитоценозов заповедника «Аскания—Нова» //

Промышленная ботаника: состояние и перспективы развития. - Донецк. - 1993. - С. 21-22. *Гавриленко В.* Степной пожар в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна // Степной бюллетень. - 2005. - № 19. - С. 26-27. *Гавриленко В.С., Дрогобыч Н.Е., Полищук И.К., Придатка В.И.* Мониторинг Биосферного заповедника

«Аскания-Нова» методом дистанционного зондирования // Материалы III междунар. симпоз. «Степи Северной Евразии. Эталонные степные ландшафты: проблемы охраны, экологической реставрации и использования» / Под науч. ред. А.А. Чибишева. - Оренбург: ИПК «Газпромпечатъ» ООО «Оренбурггазпромсервис», 2003. - С. 131-133. *Дрогобыч Н.Ю.* Вплив пожежі на насіннєву продуктивність степових злаків // 36.: Охорона природи на півдні

України. - Київ: Наук, думка, 1977. - С. 67-68. *Дрогобыч Н.Е.* Влияние выкашивания и пожара на урожай семян кринитарии мохнатой в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» // Тематика научных исследований и их результативность в первые годы независимости государства (материалы выступлений на научно—практической конференции). - Херсон. - 1994. - Ч. 1. - С. 65-66.

Дрогобыч Н.Е. Влияние выкашивания и пожара на урожай семян типчака в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» им. Ф.Э. Фальц-Фейна // Заповідна справа в Україні. - 1995. - Т. I. - С. 12-14. *Дрогобыч Н.Е.* О причинах элиминации популяции *Stipa capillata* L. в Причерноморских степях // Материалы

Междунар. симпоз. «Степи Евразии», 19-23 мая 1997 г., г. Оренбург, Институт степи РАН. - Оренбург. - 1997. - С. 63-64. *Дрогобыч Н.Ю.* Вплив антропопресії на продуктивність тирсового угруповання асканійської цілини // Заповідна

справа: стан, проблеми, перспективи (III-і наукові читання пам'яті Й.К. Пачоського). — Херсон: Айлант. - 1999. - С. 62-65. *Дрогобыч Н.Е.* Роль антропогенного фактора в формировании надземной продукции степных фитоценозов //

Материалы конф. к 10-летию заповедника «Оренбургский». - Оренбург. - 1999. - С. 53-54. *Дрогобыч Н.Е.* Постпирогенная динамика надземной фитомассы степных фитоценозов Причерноморья //

Материалы Междун. симпоз. «Степи Северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке». - Оренбург, 2000. - С. 148-150. *Дрогобыч Н.Ю.* Динаміка мертвої органічної речовини на вододілі асканійського заповідного степу //

Фальцфейнівські читання - 2005. Матеріали Міжнар. наук. конф. - Херсон. - 2005. - Т. 1. - С. 181-182.

Калюжний Н., Липський В., Третьяков Д., Станчинський В., Редикорцев В., Опоків Є., Яната О., Свиренко Д. Доповідь науково—експертної комісії, організованої НКО з Постанови РНК від 23 липня 1925 року, для обслідування Державного Степового Заповідника «Чаплі» (кол. Асканія-Нова) // Вісті Державного Степового Заповідника «Чаплі». - Рік 1926 - Т. 5. - Харків: Держ. Вид-во України. - 1928. - С. 179-193.

Полищук И.К. Реакция степного сурка на выгорание травостоя // Труды Междунар. семинара «Возрождение степного сурка». - М.: Изд. АБФ. - 1997. - С. 27-28. *Полищук И.К.* Влияние степных пожаров на мелких млекопитающих // Актуальні питання збереження і

відновлення степових екосистем. Матеріали. Міжнар. наук. конф., присвяченої 100-річчю заповідання асканійського степу (Асканія-Нова, 21-23 травня 1998 р.). - Асканія-Нова. - 1998. - С. 64-66.

Тецманн Ф. Степные пожары и пожары в Таврической губернии // Земледельческая газета. - СПб, № 43 от 23 мая 1840 г. (Писано 1 марта 1840 г.). *Шалыт М.С., Калмыкова А.А.* Степные пожары и их влияние на растительность // Ботан. журн. СССР. - 1935. - Т. 20, № 1. - С. 101-110. *Teetzmann F.* Ueber den Steppenbrand in den Taurischen Steppen // BeitrSge zur Kenntniss des Russischen Reiches und der angranzenden Lander Asiens - St. Petersburg, 1845, elftes Bandchen. - S. 42-50.

УДК 502.72(477.72)

Гавриленко В.С., Дрогобич Н.Ю., Поліщук І.К.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна, вул. Фрунзе 13, смт Асканія-Нова, Чутинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail :askania-zap@mail.ru

ДО ІСТОРІЇ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ ПРИРОДНОГО ЯДРА БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА

Північне Причорномор'я тривалий час належало Кримському ханству (виникло у 1449р., підкорено Російською імперією у 1783 р.), де кочувало кілька ногайських орд. Через колонізаторську політику ногайці покинули свої зруйновані аули і переселилися на Північний Кавказ і до Туреччини. Найдовше протрималась у Північному Присивашші Киргизька орда ногайців (до 1860 р.); саме на цих землях в підзоні типчаково-ковилових степів знаходиться відомий тепер всьому світу Біосферний заповідник «Асканія-Нова».

Внутрішня частина Нижньодніпровського Лівобережжя (межіріччя Дніпра та Молочної) за природними особливостями є найбезводнішою місцевістю України. Рівнинний рельєф розчленований пологими балками та безстічними пониженнями (блюдцами та обширними подами). Тут **скотарі-кочівники** повністю залежали від наявності прісної води та доброї рослинності, тому трималися переважно річкових долин. В глибині степу велику роль в їх господарському житті відігравали поди. В них час від часу збиралися талі чи дощові води, утворюючи значні за площею мілководні озера, які за сприятливих умов могли простояти з березня до жовтня. Біля води збиралася різноманітна дичина: тарпани, сайгаки, кабани, зайці, пернаті тощо; завдяки такому тимчасовому водопою можна було розширити й пасовищні угіддя для свійської худоби. В Асканії-Нова знатним є урочище Великий Чапельський під, а в її околицях - поди Чорні Чапли, Малий Чапельський, Ішакле, Лучний, більш віддалені Чорна Долина, Агайманський, в якому в 1876 р. впольовано останню самицю тарпана, та інші.

Період відгінно-кочового скотарства закінчився у 1828 р., бо розпочалося **осіле освоєння території**. Цього року німецький герцог Фердинанд Ангальт-Кетенський купив у Росії дві ділянки «пустопорожньої» казенної землі в Таврійській губернії Дніпровського повіту. На більшій з них під № 71 площею 42345 десятин, а за уточненнями межування 1832 р. 47128 десятин, або **51370 га**, заснували колонію, названу в травні 1832 р. **Асканія-Нова**. До цього тут стояв лише російський сторожовий пост. До вересня 1830 р. в колонію з Ангальт-Кетена було доправлено **10930** овець та 25 коней (Drucke, 1906). Значна відмінність природних умов між купленою степовою ділянкою та землями герцогства, плинність управителів (за 28 років їх змінилося 4), смерть обох бездітних герцогів (Фердинанда та Генріха), змусили Дім Ангальтів продати цю збиткову колонію, її придбав російський громадянин, син вільного колоніста німецького походження Фрідріх Іванович Фейн (прадід засновника заповідника). За затвердженою 6 жовтня 1856 р. купчою він отримав: **50609** голів худоби, з них **49123** вівці, 640 коней, 549 великої рогатої худоби, 297 кіз (Falz-Fein, 1930; Фальц-Фейн, 1997).

На початку осілого періоду систематичного пасовищного навантаження на степ свійською худобою не було. Після прибуття з герцогства отар воно складало всього 0,2 голови/га, а на час продажу восени 1856 р. збільшилося до 1 голови/га. Максимальна величина асканійського стада овець відмічена у 1867 р. і сягала за М.Ф. Івановим (1928) 96119 голів, або майже 2 голови/га. Посухи, цілорічний випас, заготівля сіна призводили до

деградації пасовищ: рослинний покрив все більше розріджувався і повсюдно рябів толоками, а травостій ставав менш продуктивним. Якщо в найкращі 1830-1840 рр. на вододільному степу збирали 9, а в подах 14,5 ц/га сіна (Teetzmann, 1845), то у 80-ті роки того ж таки століття середній збір сіна в степу за десятиліття не перевищував 4,5 ц/га (Советов, 1885).

Важливо зазначити, що площа купленої Ф.І. Фейном землі (51370 га) в подальшому не залишалася в одного власника. У 1906 р. вона була офіційно обміряна (**48952** дес.) і розділена між Софією Богданівною Фальц-Фейн та її чотирма синами: одну частку - 9788 дес. - продали (Дрогобич, 1999). Після націоналізації 1919 р. маєтків Асканія-Нова та Дорнбург Рада Народних Комісарів УСРР організовує Перший Державний Степовий Заповідник «Чаплі». За **Положенням** про нього від 19 травня 1927 р. загальна площа заповідника дорівнює 42744 га (39215 дес.), з них на маєток Асканія-Нова припадає 20748 га (19035 дес.) і на Дорнбург - 21996 га (20180 дес.) (Положення..., 1928). **За мапою ж 1927 р., складеною О.О. Дибенсом, площа заповідника більша і становить 43242 га 2509 м².** Відповідно до пункту 4 **Положення**, «степова його цілина площею коло 32000 га залишається назавжди неораною», а решту площі землі використовують для виробничих і господарських робіт заповідника. «Із зазначеної площі степової цілини лишаються назавжди як абсолютний заповідник, без всякого господарського використання **6600 га** землі у межах, зазначених на плані, що його затвердив Народний Комісаріат Земельних Справ УСРР». За доповіддю Н. Калюжного (1928, с. 184) «з 30000 десятин степової цілини Заповідника, 25000 дес. (84%) знаходиться під б. м. нормальним рослинним вкриттям степового плато та степових низин, 4000 (13%) так само під степовою рослинністю, але зміненою (в неоднаковій мірі) через (нерівномірне) випасання та витолочування степу худобою, та 1000 дес. (3%) степової цілини, що її зайняла вже чужа для нашого степу бур'янова рослинність (додаючи й синець)».

Визначити динаміку **фактичного** пасовищного навантаження на степ як в дореволюційний, так і радянський періоди важко, бо наведені в різних публікаціях дані величин поголів'я овець, коней, великої рогатої худоби, верблюдів, буйволів мають істотні розбіжності, або зовсім не наводяться. Коли ж взяти до уваги багаторазові зміни загальної площі цілини асканійського масиву в результаті перемирювання, продажу, реорганізацій, то ні відсоток ріллі, ні величина пасовищного навантаження, які наводяться в них, не збігаються з достеменно відомими. Так, в історичному огляді рільництва в Асканії-Нова за сто років, А.Ю. Коварський (1930) наводить наступний ряд збільшення ріллі:

роки	1858	1876	1886	1895	1905	1916	1925
площа, дес.	607	850	1733	2343	2287	3355	5856
% ріллі	1,5	5,5	10,1	13,5	14,2	16,3	16,4.

Продовж 1858-1905 рр. конфігурація та площа купленого у герцога масиву землі не змінювалася аж до 1906 р. і власником її залишалася родина Фальц-Фейнів. Вона лише тричі уточнювалася губернськими землемірами, тому за основу слід брати **47128** десятин, або **51369,52** га аж до 1906 р. (стала **48952** дес.), а після нього варто відняти продану частку. Отже, якщо величина площі ріллі у А.Ю. Коварського наведена точно, то динаміка зростання її повинна бути такою:

роки	1858	1876	1886	1895	1905	1916	1925
площа, дес.	607	850	1733	2343	2287	3355	5856
% ріллі	1,3	1,8	3,7	5,0	4,8	8,6	14,9.

За повідомленням директора заповідника М.М. Колодька (1928) в передреволюційні часи пасовищне навантаження знаходилося на рівні 1,9-2,6 голів/дес. (загальне число овець 28000-40000), а в 1925 р. - 0,32 (13000 овець). Нескладні розрахунки показують, що коли площа заповідника дорівнює 39215 дес., то за наведеною ним кількістю поголів'я, пасовищне навантаження відповідно повинно бути 0,71-1,02 голів/дес., а не 1,9-2,6, а майже тотожне лише 0,3 З!

За даними М.Ф. Іванова (1928), Л.К. Гребеня і К.О. Бозрікова (1949), К.О. Бозрікова і К.П. Летучева (1957), В.Г. Лисогорова (1949), К.П. Летучева (1991), В.К. Іванова і

В.С. Омельченка (1969) та їх попередників можна простежити динаміку поголів'я овець в Асканії-Нова продовж 1830-1969 рр.:

роки	1830	1856	1867	1906	1914	1917	1920
голів	10930	49123	96119	37378	39446	26298	9402
роки	1925	1930	1941	1945	1950	1960	1969
голів	9873	17452	4905	4700	3677	10700	13500.

Як видно, величина поголів'я овець протягом 1920-1969 рр. залишалася майже в два рази нижчою, ніж за Ф.Е. Фальц-Фейна станом на 01.01.1917 р.

Варто зазначити, що за архівними даними на 1964 р. в Асканії-Нова було розорано 20290 га цілини. За Постановою ЦК Компартії України та РМ УРСР від 28 грудня 1965 р. № 1293 до заповідника приєднують деякі раніше розорані ділянки (1156 га), тому його загальна площа складає вже **11054** га і стабілізується.

З перших років Радянської влади й до кінця 1965 р. в заповідному режимі утримувались дві невеликих степових ділянки: «Стара» (з 1898 р., 520 га) та «Успенівка» (з 1927 р., 1064,6га), або 16% від площі сучасної цілини. Решта ж (84%) слугувала природним пасовиськом і сіножаттю, останню щорічно вибирали в природі за принципом «кращого шматка».

Геоботанічне картографування цілинного травостою після виведення його з господарського використання за станом на 1968 рік показало, що він був досить сильно деградований: 12,1% складала антропогенно-похідна рослинність, решта ж знаходилась на різних стадіях пасовищної дигресії (Веденьков, 1985).

Припинення випасу отарами овець сприяло відновленню рослинності. Врожайність сіна в 1967-1999 рр. коливалася від 3,4 до 24 ц/га. Викошування степу для потреб тваринництва не припинилося, а було лише впорядковано запровадженням ротацій сіножатей за планом, розробленим керівником відділу цілинного степу Є.П. Веденьковим: щорічно косили певну кількість кварталів раз в п'ять років. З 1990 р. й до сьогодні експлуатуються перелоги (площа 1156 га, періодичність викошування через рік), а на цілині здійснюються протипожежні заходи (викошується смуга шириною до 80 м вздовж автотраси Асканія-Нова - Чкалове і уразливі місця периметру) відповідно до лімітів, наданих Міністерством охорони навколишнього природного середовища України.

Повністю огорожений на 1968 р. Великий Чапельський під (2370,4 га) розчленований на 12 загонів: тут цілорічне утримується поголів'я диких копитних зоопарку, яке узаконено **Проектом організації території та охорони природних комплексів Біосферного заповідника «Асканія-Нова»** (2004).

Отже, за останні 225 років приналежність земель, які тепер входять до складу заповідника, неодноразово змінювалася: продовж 1783-1828 рр. вони стали майже «пустопорожніми» і належали казні, в 1828-1856 рр. - герцогам Ангальт-Кетена, в 1856-1918 рр. - кільком поколінням родини Фальц-Фейнів, з 1919 р. і до розпаду СРСР - УРСР, з 1991 р. - Україні.

Однак, практично у всіх перелічених землекористувачів при експлуатації цих природних степових пасовищ домінували три напрямки тваринництва: вівчарство, конярство, велика рогата худоба; рільництво до 1925 р. мало незначні обсяги (питома вага ріллі не перевищувала 15%). Найбільшого розорювання асканійська цілина зазнала в другій половині ХХ століття (майже 60%).

Таким чином, базою для «захисного степу» Ф.Е. Фальц-Фейна слугувала цілина, рослинний покрив якої знаходився під пресом диких та свійських тварин, неодноразово викошувався, страждав від палів, посух, затоплень подів. Засновник вибрав найкраще з того, що ще залишилося і мало цінність. На Херсонщині за свідченням Й.К. Пачоського (1917, с. 5) «и вовсе нет таких участков, которые бы по своей сохранныости могли бы равняться с заповедной степью, в Аскании-Нова».

Бозртов К.А., Летучее К.П. Развитие асканийской породы овец на юге Украины // Вопросы разведения овец, свиней и крупного рогатого скота на юге Украинской ССР. - М.: Сельхозиздат. - 1957. - С. 3-26.

Веденьков Е.П. Современное состояние растительности целинной степи «Аскания-Нова», бывшей до 1966 года в хозяйственном использовании // Научно-техн. бюлл. УНИИЖ «Аскания-Нова». - Херсон, 1985. - Вып.

- 1.-С. 38-40. *Гребень Л.К., Бозриков К.А.* Племенное стадо мериносов Рамбулье в Аскании-Нова // Труды Всесоюзного НИИГАЖ «Аскания-Нова». - М.: ОГИЗ-Сельхозиз, 1949. - С. 10-40. *Дрогобыч Н.Е.* Фридрих Эдуардович Фальц-Фейн как общественный деятель Таврии // Фальц-фейнівські читання '99. - Херсон, 1999. - С. 64-68. *Иванов В.К., Омельченко В.С.* Опытное хозяйство Института «Аскания-Нова» // Научные тр. УНИИЖ «Аскания-Нова». - Аскания-Нова, 1969. - Т. 14, ч.2. - С. 189-194. *Иванов М.Ф.* Животноводство в Аскании-Нова // Степной заповедник Чапли - Аскания-Нова. - М.-Л.:ГИЗ. - 1928.-С. 217-234. *Калюжний Н., Липський В., Третьяков Д., Станчинський В., Редикорцев В., Опоків Є., Яната О., Свиренко Д.* Доповідь науково-експертної комісії, організованої НКО з Постанови РНК від 23 липня 1925 року, для обслідування Державного Степового Заповідника «Чаплі» (кол. Асканія-Нова) // Вісті Державного Степового Заповідника «Чаплі». - Рік 1926 - Т.5. - Харків: Держ. вид-во України, 1928. - С. 179-193. *Коварский А.Е.* Полеводство Аскании-Нова в историческом обозрении за 100 лет (1828-1929 года) // Бюл. фітотехн. станції. - Мелітополь, 1930. - Т.1. - С. 79-128. *Колодько М.* Доповідь директора Державного Степового Заповідника // Вісті Державного Степового Заповідника «Чаплі». - Рік 1926 - Т.5. - Харків: Держ. вид-во України, 1928. - С. 55-86. *Летучее КП.* Асканійська порода овець. — Київ: Урожай, 1991. - 176 с. *Лысогоров В. И.* Институт гибридизации и акклиматизации животных «Аскания-Нова» имени академика М.Ф. Иванова // Труды Всесоюзного НИИГАЖ «Аскания-Нова». - М.: ОГИЗ-Сельхозиз, 1949. - С. 3-9. *Пачоский У.К.* Описание растительности Херсонской губернии. 2. Степи // Материалы по исследованию почв и грунтов Херсонской губернии. - Херсон, 1917. - Вып. 13. - 366 с. Положення про Перший Державний Степовий заповідник «Чаплі» // Вісті Державного Степового Заповідника «Чаплі». - Рік 1926 - Т. 5. - Харків: Держ. вид-во України, 1928. - С. 199-202. *Советов В.В.* О влиянии скота на растительность степи // Труды СПб. общ-ва естествоисп. - СПб., 1885. - Т. 16, ч.2. - С. 50-52. *Фальц-Фейн В.* Аскания-Нова. - Киев.: Аграрна наука, 1997. - 348 с. *Driicke A.* Ascania Nova. Die Geschichte einer Kolonie Anhalts in SUd-Russland. Inagur. Diss. - Halle a. S. - 1906. - 63 S. *Fab-Fein W.* Askania Nova. - Verlag J. Neumann-Neudamm, 1930. - 324 s. *Teetzmann F.* Ueber die Stidrussischen Steppen und tiber die darin im Taurischen Gouvernement belegen Beisitzungen des Herzogs von Anhalt-Kothen (geschr. im Januar 1842) // Beitrage zur Kenntniss des Russischen Reiches und der angrtazenden Lander Asiens - St. Petersburg, 1845, elftes BSndchen. - S. 89-135.

УДК 631.851

Гелевера О.Ф., Хитрук О.Г.

Кіровоградський центр «Облдержродючість», вул. Центральна, 4, с. Сосонівка, Кіровоградський р-н, Кіровоградська обл., 27602, Україна. E-mail: olga_gelevera@mail.ru

ПРОБЛЕМА ПІДВИЩЕННЯ КИСЛОТНОСТІ ЧОРНОЗЕМІВ ПІВНІЧНОГО СТЕПУ

Однією з найголовніших складових національного багатства нашої держави та головною умовою збалансованого розвитку суспільного виробництва є природні ресурси, проте розвиток цивілізації призвів до надзвичайно жорсткої їх експлуатації і, як наслідок, до знищення багатьох з них, або суттєвої їх трансформації, аж до повної зміни функцій, що виконуються ними у конкретних екологічних системах планети. Могутній поступ людської цивілізації супроводжується невпинною інтенсифікацією експлуатації природних ресурсів, що призвело до очевидних порушень рівноваги в довкіллі й поставило людство на межу екологічної кризи, яка виявляється в дисбалансі соціуму та біосфери. З великою ймовірністю можна стверджувати, що першою жертвою антропогенного впливу стала найуразливіша ланка екосистеми - ґрунтовий покрив, деструкція якого розпочалася із початком розвитку землеробства.

Дана стаття присвячена аналізу змін кислотно-основних властивостей ґрунтів, що є наслідком антропогенного впливу, призводить до змін інших характеристик ґрунту та зниження родючості в цілому. Повсюдно погіршуються фізико-хімічні характеристики ґрунту - відбувається інтенсивне підвищення кислотності водного розчину, збіднення

орного шару на увібрані основи, зростання гідролітичної кислотності. Враховуючи глобальний характер антропогенного пресингу, зокрема випадання кислотних опадів, зміни кислотно-основних властивостей ґрунтів відбуваються також і на природно-заповідних територіях. На сьогодні є загальновідомими причинно-наслідкові зв'язки між певними видами рослин та групою едафічних чинників, які разом із кліматичними факторами визначають розподіл видів у просторі. Рослинні угруповання можуть індукувати величини екологічних факторів, у тому числі й едафічних, оскільки розподіл видів у просторі корелює з умовами місцезростань, особливо, зі специфікою ґрунтових змін. Так, кислотно-основні властивості, зокрема вміст карбонатів у ґрунтах, відіграють провідну роль у формуванні специфічних угруповань степової рослинності, зокрема у диференціації справжніх та карбонатних степів - від типових типчаково-ковилових формацій до угруповань кретофілів.

За існуючою суперечливою інформацією в Україні нараховується в межах орних земель приблизно 400 тис. га сильнокислих (з рН сольовий - менше 4,5 одиниць), 1,3 млн. га середньокислих (з рН 4,5-5,0) і 3,1 млн. га слабкокислих (рН 5,1-5,5), всього - 4,8 млн. га. У межах інших сільськогосподарських угідь кислі ґрунти займають 4,0 млн. га. Надлишкову кислотність відносять до одного з найбільш лімітуючого врожай фактору, особливо урожаю кальцієфільних культур (Трускавецький, Балюк, 2000).

Тому проблема оптимізації кислотно-основної функції ґрунтів за допомогою хімічних меліорацій привертала увагу численних дослідників як в Україні, так і в зарубіжних країнах (Трускавецький, Балюк, 2000; Синицький, 2004; Гелевера, Синицький, 2006).

Кислотно-основна рівновага ґрунтів порушується під впливом добрив, меліорантів, кислотних опадів, структури сівозмін, розвитку елементарних ґрунтових процесів тощо. Підкислення ґрунтів можливо внаслідок двох основних причин. Перша - вилучення лужних та лужноземельних металів, в основному кальцію, із ґрунту. Це може бути винесення його з врожаєм або вимивання промивними водами. Друга причина - внесення до ґрунту кислих або фізіологічне кислих мінеральних добрив, надходженні: іонів гідрогену зі стічними водами, відходами тощо, випадання кислотних опадів в рідкому або твердому вигляді.

Щорічні втрати кальцію можуть бути досить великими. Винесення цього елемента рослинами дуже залежить від їхнього видового складу та врожайності. Так, з урожаєм озимої пшениці 4 т виноситься до 57 кг карбонату кальцію, 15 т картоплі - до 80 кг, а 2 т сої - до 150 кг. За даними багатьох авторів втрати CaCO_3 з кожного гектару сівозмінної площі за рахунок вимивання сягають близько 250 кг за рік.

Як відомо, оптимальна реакція ґрунтового розчину для більшості сільськогосподарських культур знаходиться в інтервалі рН від 5,5 до 7,5. На основі кривих рН-буферності можна розрахувати, що на чорноземах звичайних зміна $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ від 7,0 до 5,5 відповідає 2,7 мг-екв карбонату кальцію на 100 г ґрунту, що в перерахунку на гектар становить 450 кг CaCO_3 . Це означає, що на таких ґрунтах, через винесення кальцію, в залежності від культури, за 10 років реакція ґрунтового розчину може суттєво змінитися.

Із всіх кислотоутворювачів, потрапляння яких в ґрунт може викликати його підкислення, необхідно врахувати вплив мінеральних добрив та кислотних опадів. Із мінеральних добрив найбільше підкислюють ґрунт аміачна селітра та карбамід. Один центнер діючої речовини аміачної селітри створює 4,29 кмоль протонів, для нейтралізації яких потрібно 215 кг карбонату кальцію. Для такої ж кількості карбаміду ці показники складають відповідно 4,60 кмоль та 230 кг.

Джерелом кислотних дощів є мікроорганізми, що містять сірку та азот. Вони частково потрапляють в атмосферу природним шляхом (через поверхню суходолу, океанів та морів), а частково антропогенним.

Виділяють такі джерела природної емісії сірки:

1. Процеси руйнування біосфери - за допомогою анаеробних мікроорганізмів відбуваються процеси руйнування органічних речовин, внаслідок чого сірка, що в них

знаходиться, утворює газоподібні зв'язки. Виділення сірки біологічним шляхом складає 1/3 всієї виділеної сірки.

2. Вулканічна діяльність виділяє в атмосферу (найбільше в тропосфері) сірководень, сульфати та елементарну сірку. Це близько 2 млн. тонн сірковмісних сполук в рік.

3. Поверхня океанів - при випаровуванні краплин води в атмосферу залишається морська сіль, що містить крім натрію та хлору молекули сірки - сульфати, що формує 50-200 млн. тонн сірки в рік. З цих сульфатів не може утворитися сірчана кислота, тому їх вплив розповсюджується тільки на регулювання утворення хмар та опадів.

В результаті діяльності людини в атмосферу надходить значна кількість сполук сірки. Джерелами антропогенного утворення сірки є: спалення вугілля; металургійна промисловість; підприємства по виготовленню сірчаної кислоти; переробка нафти; спалення мазуту; транспорт. Таким чином, в атмосферу щорічно потрапляє 60-70 тонн сірки.

Аміак, що має у водному розчині лужну реакцію, виконує значну роль у регулюванні кислотних дощів, так як він може нейтралізувати атмосферні кислотні сполуки. Джерелом атмосферного аміаку є ґрунт, внесення добрив, виготовлення та спалення вугілля.

Викиди катіонів лужних та лужноземельних речовин здійснюються, загалом, з природних джерел, частіше при експлуатації доріг без покриття. До промислових джерел належать: виробництво магнію, сталі, чавуну, виготовлення вугілля та мінералів: виготовлення та використання цементу і бетону, керамічних виробів. Вони суттєво впливають на кислотність опадів, нейтралізуючи їх. Хлорид та фторид водню виникає при спалюванні вугілля, виробництві пропіленоксиду, фториду водню та фосфатних добрив. Щорічно викидається приблизно 1,2 млн. тонн хлориду та 0,16 млн. тонн фториду водню.

Процеси, що здійснюються в атмосфері, можна розділити на наступні групи: перенесення викидів вітром до зони опадів одночасно з незабрудненим повітрям; хімічні та фізичні процеси у газовому середовищі, що призводять до зміни концентрації та хімічного складу повітряного потоку; поглинання речовин антропогенного походження хмарами та краплинками дощу, їх хімічні реакції в рідкій фазі та наступне випадання забруднень у вигляді опадів; сухе випадання (адсорбція на ґрунті, кронах дерев).

Більшість стадій процесів, що протікають в атмосфері, можуть бути зворотними, в результаті чого молекула забрудненої речовини може пройти декілька циклів трансформації до досягання нею поверхні Землі. Випадання кислотних дощів на поверхню Землі може здійснюватися двома шляхами: вимиванням опадами; випаданням опадів. Вимивання опадами - вимивання кислотних речовин з атмосфери здійснюється під час формування хмар та опадів. За умови перенасичення повітря водяними парами (більше 100 %) здійснюється випадання краплинок хмар, що омивають шар атмосфери між; хмарами та поверхнею Землі. Таким чином, дощ, що випадає, не є дистильованою водою. І

Об'єктами згубної дії кислотних дощів є всі процеси та предмети, на які має вплив зміна рН середовища. Кислотні дощі мають вплив на живі організми, бо більшість біологічних процесів чуттєві до зміни рН.

Кількість опадів, за даними метеорологічної станції м. Кіровоград - 500 мм/рік. Середнє значення рН опадів у Кіровоградській області становить 4,5, що дає 0,22 кмоль протонів на один гектар в рік. За даними Всесвітньої Метеорологічної Організації (WMO), на нашу територію за рік на один гектар осідає така кількість кислотоутворювачів у сухому вигляді, яка створює навантаження в 1,90 кмоль/га протонів. Для нейтралізації всіх кислотних опадів потрібно 100 кг карбонату кальцію.

За своєю генезою до опідзолених ґрунтів, яким властива кисла реакція ґрунтового розчину, в Кіровоградській області належать 86,6 тис. га сільськогосподарських угідь. Їх природна і, особливо, ефективна родючість нижча, ніж ґрунтів з нейтральною, або близькою до нейтральної реакцією ґрунтового розчину. До п'ятого туру агрохімічного обстеження (1986-1990 рр.) рН в ґрунтах степових районів не визначалось, бо за матеріалами ґрунтового обстеження 1959-1961 років вони вважалися нейтральними. Лише з 5-го туру, коли в

польових дослідів з добривами було виявлено підкислення ґрунтового розчину, визначення рН стало обов'язковим для всіх районів. У цей період внесення добрив, особливо азотних, досягло максимуму, до того ж воно було в більшості випадків незбалансованим. Тому з кінця 70-х років внаслідок випадання кислотних дощів, застосування фізіологічне кислих добрив у незбалансованих за потребою нормами та відчуження кальцію з врожаєм сільськогосподарських культур процес підкислення ґрунтів посилюється і їх площа (з рН менше 6,0) збільшилась в 80-х роках майже у 10 разів (Синицький, 2004).

Скорочення обсягів застосування добрив до мізерної кількості та поліпшення екологічної ситуації в 90-х роках минулого століття сприяло поліпшенню фізико-хімічних властивостей ґрунтів, у результаті чого площі кислих ґрунтів зменшились більш, ніж удвічі.

З 2001 року площі кислих ґрунтів в області почали знову зростати. Це обумовлене застосуванням у цей період переважно азотних добрив, норми яких на фоні поширення мінімалізації обробітку ґрунту і використання важкої ґрунтообробної та збиральної техніки постійно зростають. Водночас у ряді районів спостерігається дещо інша картина — тут після зменшення кількості площ кислих ґрунтів у середині 90-х років, навпаки, спочатку відбулося їх зростання, а потім, з 2001 року, зменшення. Певною причиною цього могло бути те, що орні землі в середині 90-х років оброблялись поверхнево і в асортименті добрив були лише азотні. Скорочення обсягів застосування добрив до мінімуму на фоні поширення в цих районах відвального обробітку обумовило деяке зменшення кількості площ кислих ґрунтів.

Територія Кіровоградської області вкрита, в основному, ґрунтами чорноземного типу, яким властива буферність і нейтральна або близька до неї реакція ґрунтового розчину. Незважаючи на це, зараз в області налічується 496,8 тис. га або 30% від площі ріллі кислих ґрунтів, що потребують вапнування. Враховуючи обмежену кількість ґрунтів опідзоленого ряду, можна констатувати, що в розряд кислих перейшла значна площа чорноземів типових та звичайних.

Найбільш підкисленими (рН сольове 5,6-5,8, гідролітична кислотність 2,60-2,92 мг-екв. на 100 г ґрунту, ступінь насичення основами 90-92%) виявились ґрунти східних районів області (Світловодський, Онуфріївський, Олександрійський, та Петровський), де 51-65% ріллі потребують хімічної меліорації. З просуванням на захід питома вага кислих ґрунтів поступово зменшується з 38-46% в Знам'янському, Компаніївському, Новгородківському районах до 15-26% по осі Новомиргородський-Маловісківський-Новоукраїнський-Бобринецький райони, в яких помітно поліпшуються і агрохімічні показники орного шару ґрунту: рН 5,8-6,0, гідролітична кислотність 1,93-2,60 мг-екв. на 100 г ґрунту і ступінь насичення основами 93-95% (Синицький, 2004).

Сьогодні ґрунти з слабкокислою та середньокислою реакцією ґрунтового розчину займають в обстежених районах від 3,8% у Добровеличківському районі до 31,7% у Гайворонському. Слід зазначити, що ґрунтовий покрив Гайворонського району переважно представлений чорноземами реградованими і опідзоленими середнього механічного складу, а тому і відсоток кислих ґрунтів у ньому більший.

Аналіз результатів агрохімічної паспортизації свідчить про поступове зростання площ кислих ґрунтів за рахунок близьких до нейтральної та нейтральної реакції ґрунтового розчину. Якщо у 1994-1998 роках середньокислих ґрунтів налічувалося 0,6%, то у 1999 - 2003 роках - 0,8%, слабкокислих відповідно 16,2 та 19,8%. Крім того, в ряді районів в останні роки виявлені ґрунти з рН від 7,1 до 7,5 (Гелевера, Синицький, 2006).

Однак аналіз водної витяжки засвідчив, що слаболужна реакція таких ґрунтів обумовлена перш за все карбонатами кальцію і лише частково натрію. Сума токсичних солей в них не перевищувала порогу токсичності. У цілому простежити динаміку зміни реакції ґрунтового розчину з початку проведення агрохімічного обстеження неможливо через те, що у третьому турі (1976-1980 рр.) не у всіх районах області визначалося рН.

У наш час у зв'язку з потужним техногенним навантаженням на екосистеми, зокрема ґрунти, погіршенням екологічної ситуації в Україні виникає гостра потреба в проведенні обґрунтованої екологічної реабілітації території держави, необхідної для приведення

навколишнього природного середовища у стан, який гарантує безпеку життєдіяльності і здоров'я людини та відтворення в нормативно обумовлених межах природних екосистем, ландшафтів та біорізноманіття.

Злобін Ю. А. Основи екології. - Київ: Либідь, 1988. - 248 с.

Гелевера О. Ф., Ситцький С.Л. Результати агрохімічної паспортизації земель Кіровоградської області // Сучасні геоекологічні проблеми лівобережної України. - Суми, 2006. Синицький С.Л. Кислотність ґрунтів та їх вплив на окупність добрив // Степове землеробство. - 2004. - Вил. 25,

-С. 17-20. Трускавецький Р.С., Балюк С.А. Ресурсозберігаючі технології хімічної меліорації ґрунтів в умовах земленої реформи. - Київ: УААН, 2000. - 69 с.

УДК 502.7

Гизатулин И.И.

Государственный природный заповедник «Ростовский», пер. Чапаевский, п. Орловский 102, Ростовская обл 347510, Россия

ВОПРОСЫ ПОЛНОЧЛЕННОСТИ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ В УСЛОВИЯХ СТЕПНОГО ЗАПОВЕДНИКА «РОСТОВСКИЙ»

*...роскошь хоронит проблемы подсказываемые логикой
в болоте самоспасительной пропаганды
Барри Коммонер. «Замыкающийся круг». 1972*

В 1995 г. на юго-востоке Ростовской области создан Государственный природный заповедник «Ростовский». Его территория состоит из четырех участков общей площадью 9464,8 га, с охранной зоной 74350 га.

До начала интенсивного вмешательства человека природную обстановку в районе заповедника представлял палеоландшафт южнорусских степей со специфичной экосистемой находившейся в состоянии естественной сукцессии. Активное преобразование природной среды в первой половине 20 века (распашка, появление полезащитных лесополос и т.п.) стало прямо и косвенно влиять на её экологическую и географо-генетическую структуру.

До недавнего времени, долинные степи Сало-Манычского водораздела Ростовской области были довольно плотно населены степным орлом, отмечались на гнездовании могильник и курганник. Этому способствовало обилие основного объекта питания хищных птиц — малого суслика. В результате дератизационных работ, проводимых в середине прошлого века с применением фосфида цинка, численность сусликов резко снизилась, и их распространение во многих районах приобрело пятнистый характер. В настоящее время оставшиеся небольшие, изолированные колонии сусликов оказались не в состоянии самостоятельно восстанавливаться, и в списке видов млекопитающих заповедника малый суслик отсутствует. Вместе с тем, на территории заповедника и его охранной зоны сохранились многочисленные остатки их былых поселений - сусликовины. По данным экологического мониторинга, в районе заповедника степной орел, могильник и курганник не гнездятся и встречаются в период весенних и осенних миграций. В связи с отсутствием перечисленных выше типичных степных видов позвоночных животных, заповедник не может полностью отвечать критерию репрезентативности как эталона зональных степей. В то же время, именно неполночленностью компонентов степных экосистем многие специалисты объясняют их нестабильность.

Как известно, отправной точкой заповедания является режим полного невмешательства человека в течение природных процессов, однако реальная практика часто требует управления охраняемыми экосистемами, порождая серьезные теоретические проблемы. Аналогичным примером может служить наличие неполночленных луговых степей в Центральном-Черноземном биосферном заповеднике, где исторически утрачен такой важный

природный компонент как степные копытные животные. В целях имитации деятельности диких копытных здесь практикуется научно-экспериментальная работа по сенокосному и пастбищному режимам содержания луговых травостоев (Малешин, 2000).

Согласно современным представлениям, обсужденным на III Международном симпозиуме «Степи Северной Евразии» (Чибилев, 2003), для поддержания степных экосистем в устойчивой генеративной форме необходимо выбрать систему управления степной биотой. Лучшим элементом управления степными ценозами является выпас копытных, в первую очередь лошадей.

В связи с этим, особо стоит вопрос, касающийся своего рода изюминки заповедника - его одичавших лошадей, «мустангов», обитающих на острове Водный крупнейшего в Европе озера Маныч-Гудило. Популяция одичавших лошадей является уникальным объектом природы и составляет одну из важнейших природных ценностей не только заповедника, но и всей страны.

Со времени заповедания острова в 1995 г., лошади переданы в фонд заповедника и в настоящее время являются по статусу популяцией диких животных. Островные лошади на вольном выпасе существуют с начала 50-х годов, когда на острове существовала паромная переправа и овцеводческая кошара. В то время поение лошадей осуществлялось в водоеме от артезианской скважины. С 90-х годов, когда кошара и переправа перестали функционировать и засорилась скважина, водоснабжение осуществляется по пластиковой трубе с материковой части, в летнее время, ежедневно по графику. С началом осенних дождей поение осуществляется за счет атмосферных осадков из небольшого водоема у бывшего артезиана и временных луж (в связи с возросшим поголовьем, естественных пресных вод в зимнее время уже не хватает). Естественный падеж составляет 2-3 головы в год, в основном в зимний период. В условиях заповедного режима, отсутствия хищников и т.п., на начало 2007 г. табун насчитывал уже около 400 голов и находился в хорошем состоянии. Одичавшие лошади заповедника играют первостепенную роль в сохранении устойчивости степных сообществ. Не подвергается сомнению необходимость дальнейшего сохранения и охраны популяции одичавших лошадей как компонента степного биоразнообразия.

Вместе с тем, заповедник несет эталонную функцию зональных степей. Безусловно, в данной ситуации возникает проблема возможной пастбищной перегрузки на степную растительность, т.е. устойчивости степной экосистемы ООПТ (деградация растительности, в том числе редких краснокнижных видов, влияние на видовой состав и населения беспозвоночных и позвоночных животных и т.п.).

В целях обоснования заключения по данной проблеме, прежде всего, необходим расчет допустимой пастбищной нагрузки (ДПН). Проблема регулирования пастбищной нагрузки является одной из ключевых в степеведении, ее решению уделяется особое внимание. Такой предварительный расчет был проведен нами по методическому пособию У.Б. Юнусбаева (2001). Усредненные показатели урожайности типчаково-ковылковой целины в весенне-летний период на материковом участке заповедника Стариковский (работы сотрудников РГПУ) в 2003 г. составил 20,2 ц/га. Для сравнения были взяты данные по урожайности соседних Приазовских степей - 20 ц/га (из Базы данных по Интернету «Продуктивность экосистем Северной Евразии»). Исходя из этого, учитывалась урожайность 20 ц/га как усредненный показатель, при суточной потребности 1 взрослой головы 0,5 ц. Соответственно, ДПН в течение года составила 0,11 голов/га. Вместе с тем, по мнению классика экологии Ю.П. Одума (1986), ДПИ копытных на степных ООПТ целесообразно установить 0,2 условных голов/га. При условии, что по экспликации площадь пастбищ Островного участка - 1848 га, плотность лошадей составляет 0,22 голов/га. Таким образом, на настоящий момент популяция островных лошадей заповедника почти вдвое превышает предел допустимой численности (ДПН в течении года - 0,11 голов/га; фактически составляет 0,22 голов/га).

Соответственно, в ближайшей перспективе, необходимо проведение мероприятий по регуляции численности табуна, в целях поддержания его оптимальной плотности на

выпасаемой островной площади. Соответственно статусу лошадей как диких животных, мероприятия по регуляции их численности и пастбищеоборота могут осуществляться только в рамках научно-методической программы. Изучение состояния популяции одичавших лошадей в 2005 г. включено в перспективный план научно-исследовательских работ заповедника, утвержденный в Росприроднадзоре МНР РФ. Итогом работ должны явиться научно-практические рекомендации по поддержанию их оптимальной численности.

Нельзя не отметить, что в 2005 г. одним из специалистов по лошадям - Н.Н. Спасской - в предварительном заключении «Научные рекомендации о состоянии популяции одичавших лошадей о. Водный» на основе данных по запросу заповедника, было предложено как вариант контроля численности «ограничить поение летом лошадей на острове, с помощью проложенного водопровода». Соответственно, такой метод с неизвестным конечным результатом нельзя считать научно обоснованным, в то время как проведение в заповедниках подобного рода экспериментов считается недопустимым. В 2006 г. ею была предпринята попытка проведения оценки состояния популяции лошадей, в отчете о результатах которого дается примерная численность поголовья без учета поло-возрастного состава и почему-то сказано, что «численность лошадей приближается к предельно допустимой» и управление популяцией может строиться «на основе проведенного в течение нескольких лет детального мониторинга основных характеристик популяции». Такого рода заключения, с учетом объективного состояния островной популяции лошадей, на наш взгляд выходят за рамки здравого смысла и не могут быть применимы.

Методически, заповедный режим в степных резерватах может быть пассивно заповедным и активно заповедным. Первый из них, с полным невмешательством человека, имеет лишь экспериментальное значение. По его результатам уже можно заключить, что имеющиеся меры правовой (занесение в Красные книги, издание Постановлений и подзаконных актов) и территориальной охраны, по отношению к биологическим компонентам природных комплексов, явно не достаточны. Активно заповедный режим предусматривает стимулирование восстановления недостающих элементов зоокомплекса - реинтродукцию, в том числе мелких и крупных травоядных млекопитающих, проведение биотехнических мероприятий по управлению популяциями. Учитывая выше сказанное, возникает насущная необходимость организации с соответствующей методологией научно-практических мероприятий по активному управлению неполночленными экосистемами.

Малешин Н.А. Восстановление и режим сохранения луговых степей в Центрально-Черноземном биосферном заповеднике // *Степной бюллетень*. - Новосибирск, 2000. - № 8. - С. 26-29.

Одум Ю. Экология: В 2-х т. Т. 2. Пер. с англ. - М.: Мир, 1986. - 376 с.

Чибтев А.Л. Степи Евразии: взгляд из Оренбурга // *Степи Северной Евразии*. - Оренбург, 2003. - С. 23-28.

Commoner B. The Closing circle-confronting the environmental crisis. - Jonathan Cape ed, 1972. - 336 p.

УДК 631.445.4:631.417.2

Гніденко Я.М.

Харківський національний аграрний університет ім. В.В. Докучаєва, уч. міст. ХНАУ, м. Харків, 62483, Україна.

E-mail: admin@agrouniver.kharkov.com

ВМІСТ ЗАГАЛЬНОГО ГУМУСУ ЧОРНОЗЕМІВ ЗВИЧАЙНИХ В ЦЕНОЗАХ ХОМУТОВСЬКОГО СТЕПУ

Проблема раціонального природокористування, збереження довкілля України, її унікальних територій та об'єктів набуває великого практичного значення.

Раціональне, невиснажливе використання природних ресурсів неможливе без наявності і вивчення її постійних еталонів - заповідних об'єктів та територій. Вони дають змогу виявити зміни, що вносить людина в довкілля, порівнювати недоторкану «дику» природу з

окультуреним ландшафтом і, в кінцевому результаті, виробити стратегію екологічно збалансованого природокористування.

В результаті людської діяльності та техногенного впливу відбуваються незворотні зміни природних екологічних систем. У зв'язку з цим, особливого значення набувають підтримання природного ходу основних екологічних процесів, збереження унікальних та типових екологічних систем, всього різноманіття генетичних ресурсів біосфери, які нині перебувають під загрозою знищення через експлуатацію природних ресурсів.

Здавна відомо, що основні агрономічні властивості ґрунту обумовлені, в основному, наявністю в ньому гумусу. Гумус являє собою основне хімічно зв'язане джерело енергії, яка бере участь у процесах біосинтетичних реакцій, життєдіяльності мікроорганізмів, трансформації мінеральних сполук. Він активізує біохімічні та фізіологічні процеси, посилює обмін речовин, сприяє надходженню в рослини елементів живлення.

Інтенсивне сільськогосподарське використання активізує процеси мінералізації органічних речовин, значно зменшує загальні запаси гумусу у ґрунті. Причому різке зменшення вмісту гумусу відбувається в перші роки розорювання цілини.

Недостатньо висвітлені в науковій літературі питання про вплив викошування цілинних і перелогових угідь на гумусовий стан чорноземів, їх біологічну продуктивність та особливості надходження органічного матеріалу до ґрунтів в культурних і природних ценозах.

Дослідження проводились в Українському державному природному степовому заповіднику, відділенні «Хомутовський степ». Згідно агроґрунтового районування, територія заповідника «Хомутовський степ» входить у великий Придонецький ґрунтовий район, який залягає біля півніжжя Донецького кряжу, огинає його з півночі, з заходу і півдня; східна частина цього агроґрунтового району являє собою Приазовське плато з примикаючою до нього Приморською рівниною. В межах Лівобережно-Дніпровської провінції північних степів виділяється Волновахсько-Жданівський агроґрунтовий район, який розташований у східній половині Приазовської височини та на її схилах. Район складається з двох підрайонів: Волновахсько-Володарського (дуже розчленованого) та Новоазовського (слабо розчленованого) з великою участю солонцевих ґрунтів. На території останнього і знаходиться заповідник «Хомутовський степ».

Об'єктами дослідження були чорноземи звичайні важкосуглинкові на лесовидному суглинку. Для дослідження були обрані такі варіанти: абсолютна цілина (розріз № 1), кошена цілина (розріз № 5), переліг 52 роки (розріз № 3), рілля (розріз №4). Серед досліджуваних варіантів чорноземів звичайних як контроль, був обраний чорнозем звичайний абсолютної цілини, на якому збереглися багатство та різноманітність видового складу фітоценозу, характерні для природного біоценозу тепловий, водний і повітряний режими, які обумовлюють формування певного гумусового режиму.

Дослідження вмісту загального гумусу в чорноземах звичайних показали, що розорювання цілинних чорноземів звичайних викликає зниження вмісту загального гумусу по всій досліджуваній (0-50 см) товщі ґрунту. При розорюванні цілинних земель людина частково розімкнула малий біологічний кругообіг речовин. Наслідком зниження обсягів цього кругообігу стала значна втрата органічної речовини.

Найвищий вміст гумусу спостерігається в чорноземах звичайних абсолютної цілини у верхньому 0-10 см шарі ґрунту. З глибиною вміст загального гумусу в даному ґрунті різко знижується. Найнижчий вміст загального гумусу встановлено нами в 40-50 см шарі ґрунту. Це викликано тим, що в умовах абсолютної цілини відбувається значне надходження органічних решток у вигляді рослинного опаду на поверхню ґрунту. Степова повсть на абсолютній цілині становить 15-20 см. Продукти розкладу рослинних решток, у тому числі і новоутворені гумусові речовини, надходять у верхню частину ґрунту, збагачуючи її на гумус. В умовах абсолютно цілинного степу переважають нещільнодернинні злаки, а в умовах кошеної цілини - щільнодернинні злаки.

Викошування цілинної рослинності викликає зниження вмісту загального гумусу лише у верхньому (0-10 см) шарі і зростанню вмісту загального гумусу у більш глибоких шарах ґрунту. На нашу думку це пов'язано зі зростанням маси кореневої системи рослин саме в цих шарах ґрунту, порівняно з цілиною.

Розорювання чорноземів звичайних, яке проводиться, за історичними даними і даними старожилів, більше 120 років, викликає суттєве зниження загального гумусу. Порівняно з ґрунтом абсолютної цілини вміст загального гумусу у чорноземі ріллі значно нижчий. Причина цьому те, що саме цей шар ґрунту щорічно обробляється ґрунтообробними знаряддями, йде інтенсивне перемішування його під час обробітку ґрунту, тому вміст загального гумусу усереднюється.

Введення переложного режиму досить суттєво змінює хід гумусонакопичення, особливо у верхній частині досліджуваної товщі ґрунту, порівняно з ґрунтом ріллі (відбувається суттєве накопичення гумусових речовин).

УДК 581.55:58.051

Деркач Д.Ф.

Відділ екології фітосистем, Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601, Україна. E-mail: vrasevich@bigmir.net

ОСОБЛИВОСТІ ЕКСПАНСІЇ *PRUNUS SPINOSA* L. В ЛУЧНОМУ ЗАПОВІДНОМУ СТЕПУ «МИХАЙЛІВСЬКА ЦІЛИНА»

Починаючи з 70-х років ХХ ст., в усіх природних зонах України спостерігається інтенсивний наступ *Prunus spinosa* L. (Pr. sp.) на заповідні степові трав'яні фітоценози. Особливо це помітно в Лісостеповій зоні, де гідротермічний коефіцієнт (ГТК) коливається в межах 1,1 -- 1,3. За даними моніторингу В.С. Ткаченка, величина площі під терняками в степу зросла від нуля у 1971 р. до 2,02 га у 2001 р. Терен відноситься до роду *Prunus* L. На даний час відомо понад 400 його видів та різновидів в усьому світі. Pr. sp. винятково поліморфний і зростає майже на усіх типах ґрунтів. Його різновидності суттєво різняться як за габітусом, так і силою росту. Розмножується ця рослина як репродуктивним, так і вегетативним способом. Коренева поросль утворюється на горизонтальних коренях з придаткових, так званих, адвентивних бруньок. Особливістю цієї рослини є і те, що по мірі старіння, чи при механічних пошкодженнях або несприятливих погодних умовах (морози, посухи) коренеутворення посилюється, внаслідок чого на цих ділянках з'являється величезна кількість порослі. При повному зімкненні «порослевих дерев» ріст їх у висоту, а штаблів та скелетних гілок у ширину різко знижується. При досягненні щільності 10-15 шт. великих екземплярів порослі на 1 м² (1000 - 1500 шт. на 100 м²) починає діяти механізм авторегуляції, який вже у 7 - 10-річному віці призводить до зменшення щільності цього фітоценозу до 3 - 5 шт. на м², внаслідок відмирання окремих порослевих дерев за умови внутрішньовидової конкуренції за життєві фактори.

Слід зауважити, що лише перший росток Pr. sp. з'являється з однієї насінини, в подальшому в межах окремих локусів ця рослина розмножується переважно вегетативно, створюючи при цьому густу суцільну «кореневу павутину». Можна з великою імовірністю допустити, що таким суцільним сплетінням коріння в посушливий період транспортується вода з периферійних ділянок куща до центральних.

Яскраво простежується кількісна і вікова градація куртин: в напрямку від центра до периферії висота порослевих дерев поступово зменшується, а щільність, навпаки, збільшується. Для чагарнику Pr.sp. характерне швидке проходження етапів росту і розвитку. Це підтверджується швидким утворенням крон, проходженням фенофаз, скороплідністю. Терен протягом вегетаційного періоду може формувати дві, а то і три генерації бруньок, що помітно впливає на процеси індивідуального розвитку. В ущільнених ділянках куртини Pr.

сп. переважає апікальний ріст, а латеральний (потовщення стовбурів та гілок) загальмований внаслідок недостатньої кількості сонячної енергії та води.

В терену, як і у кожної плодової рослини, протягом життя (за П.Г. Шиттом) змінюються вікові періоди: 1 - період росту вегетативних частин дерева; 2 — період росту і плодоношення; 3 - період плодоношення і росту; 4 - період плодоношення; 5 - період росту і всихання; 6 - період всихання, плодоношення і росту; 7 - період всихання і росту; 9 - період росту.

Довговічність цього чагарнику можна пояснити тим, що паростки його стадійне більш молоді, оскільки підземна частина у порослевих рослин затримується на ранньому етапі розвитку і паростки, які з'являються на такому корінні, продовжують свій розвиток від початкових стадій.

Коли настає його останній віковий період, в середині куща найстаріші «порослеві дерева» починають засихати, але на цьому місці з'являються нові паростки, оскільки корінню *Pt.sp.* властива реверсивність, тобто вони повертаються на старе місце. Тому терняки живуть досить довго.

Експедиційні дослідження в заповіднику «Михайлівська цілина» протягом 2004-2005 рр. показали, що в середньому діаметр куртин за вегетаційний період збільшується на 1,2-2,0 м (радіус 0,6-1 м), у вологі роки приріст діаметру може збільшуватись до 3 м і більше, а в посушливі навпаки. За пропорцією діаметра куртини ($D - 80$ м) та часу її формування (35 років) середній приріст складає $80 \text{ м} : 35 \text{ р} = 2,28 \text{ м}$ за рік.

На основі польових замірів і камеральної обробки даних отримані аналітичні залежності. Зовнішній контур куща *Pt.sp.* в першому наближенні можна апроксимувати колом, на основі якого пропонується така формула:

$$S_{\text{ку}} = 3,14 \times (\text{Пр} \times n)^2, (n = 0,1,2\dots);$$

де $S_{\text{ку}}$ - площа куртини, м²;

Пр - середній приріст радіуса, м;

n - кількість років.

Наприклад, з'явився перший проросток *Pt. sp.* і потрібно визначити площу куртини з середньорічним приростом 0,7 м за 19 років.

$$S_{\text{ку}} = 3,14 \times (0,7 \times 19)^2 = 560 \text{ м}^2 = 0,06 \text{ га}.$$

Зауважимо, що площа розростання терняків з кожним роком збільшується в арифметичній прогресії, хоча приріст радіусу може бути однакової величини.

Основну роль в розповсюдженні терняків відіграють птахи, хоча в цьому процесі можуть прийняти участь як різні хижаки, так і гризуни.

За розрахунками автора, площа, яка буде зайнята терняком за 40 років в абсолютно заповідному степу (АЗС) «Михайлівської цілини» (за приросту радіуса 0,6 м за рік) становитиме 9,2 га, а при збільшенні його приросту до 1,0 м площа сягатиме 15,4 га. Таку інтенсивну експансію *Pt. sp.* можна назвати «армагедоном степів», який за півстоліття поглине більше половини АЗС і призведе до зникнення окремих видів трав'яних рослин, змінить докорінно як сукцесійні, так і ґрунтоутворні процеси. Лише за 10 років зростання куртин терну ґрунт втрачає 141 т/га гумусу, що еквівалентно зменшенню енергопотенціалу на 3526 ГДж/га, а це практично складає шар втраченого гумусу товщиною 1,3 см. На відновлення такого шару гумусу необхідне функціонування трав'яних фітоценозів на цій території заповідного степу впродовж 150 років.

Ріст і поширення терників може припинитись лише при повному зникненні з ґрунту органіки і зольних речовин, що мало імовірно, тому що густа коренева система при відмиранні частково поповнює ґрунт вищеназваними речовинами і терники будуть продовжувати свою експансію на заповідниках.

УДК 551.455(477.2)

Дрогобич Н.Ю.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фета, вул. Фрунзе 13, смт Асканія-Нова, Чаплинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail: askania-zap@mail.ru

ДИНАМІКА МОРТМАСИ В ЗАПОВІДНОМУ СТЕПУ «АСКАНІЯ-НОВА»

Найдовше вивчаються південноукраїнські степи на базі «захисного степу», заповіданого Ф.Е. Фальц-Фейном ще у 1898 р., який фігурує під назвою ділянка «Стара» (площа 520 га). Здійснивши в перші два десятки років інвентаризацію флори, науковці перейшли до вивчення рослинних угруповань та створення геоботанічних карт. В 1925-1930 рр. заклали перші стаціонарні профілі та ділянки для більш докладного вивчення біооб'єктів та грзштів; вони проіснували до осені 1933 р. Після другої світової війни на ній виділили сім ключових геоботанічних стаціонарів: на рівнині чотири - типчаково-ковиловий; волосистоковиловий; типчаково-піретрумовий; типчаково-кринітарієвий; на схилі до поду два - різнотравно-злаковий; безостостоколосовий; в поді один - осоково-пирійний. Окрім названих, функціонувало ще три додаткових, на яких вивчали відновлення рослинності після пожежі (кринітарієво-типчаково-піретрумовий), викошування (третрумово-типчаково-ковиловий), пошкодження дернин типчака вогнівкою молдавською *Cledeobia moldavica* (типчаково-ковилово-полинно-піретрумовий). З 1980р. дослідження на «Старій» згорнули і організували комплексний дослід у 68, 80 та 81 кварталах, їх відновили тільки в 1996р. на зовсім інших трьох стаціонарах, бо місцезнаходження попередніх за 36 років були втрачені, і також в екологічному ряді: на вододілі — кринітарієво-типчаковий; на схилі - волосистоковиловий; в поді - пирійно-тонконогово-осоковий (Дрогобич, 2003).

Історія фактичного природокористування фальц-фейнівської ділянки відома скупо. При засновнику на ній практикували осінньо-зимовий помірний випас овець. Продовж 1934-1946 рр. жодної інформації про характер її утримання не знайдено; на поверхні місцями залишилися повоєнні вирви, на межі - копаніри. Відомо, що в посушливий 1954 рік ділянку повністю скошили, тоді ж сталися локальні пожежа (площа не вказується) та знищення типчака вогнівкою молдавською. В подальшому її травостій неодноразово страждав від вогню: 1972 р. - згоріло 357 га; 1974 - 422; 1986 - 150; 1994 - 105; 2001 - 67,4; 2004 - 11,8. На сьогодні лише мізерна за площею частка рослинності «Старої» 43 та 44 кварталів має спонтанне післяпожежне відновлення тривалістю в 33 роки. Отож, очікуваний 109-річний хроноряд автогенезу рослинного покриву, який міг би слугувати ілюстрацією власне заповідної сукцесії південноукраїнських степів, в Асканії-Нова відсутній.

Варто наголосити, що жоден з багаторічних стаціонарних дослідів, які закладали і намагалися вивчити в заповідному степу, а саме: спонтанного розвитку рослинності, а також відновлення цілинного травостою після пасовищної дигресії, засипання дрібноземом пиловими бурями, розорювання, одноразової дії випалювання різних біотопів та ін., не був логічно завершеним через часті пожежі, які руйнували чистоту картини демураційного процесу.

Повідомлення викладено в основному за результатами власних досліджень на «Старій» (в 1976-1979 та 1996-2007 рр.) з частковим використанням інформації попередників (1972-1975рр.). Відсутній блок даних за 1981-1995 рр. компенсовано відомостями, отриманими при виконанні НДР на вододілі 68 кварталу. Зроблено порівняння з аналогічними дослідженнями в Росії. Вивчалася сезонна динаміка надземної фітомаси (чотири роки), але найбільша увага приділена різнорічній, особливо мортмасі, яка вважається каменем спотикання при заповіданні трав'янистих екосистем. Швидкість її накопичення та мінералізації відіграє велику роль в пізнанні незворотних змін як конкретних рослинних угруповань, так і рослинного покриву в цілому степових заповідників Лісостепу та СтепуІ (Дрогобич, 2005).

Продуктивність асканійських фітоценозів вивчалася методом укосів на трансектах 1x5 чи 0,5x5 м² в розпал вегетації основних едіфікаторів рослинних угруповань (зазвичай

травень-червень). Надземну фітомасу зрізали на рівні ґрунту і в полі розбирали на фракції за такою схемою:

А. Жива фракція

1. Квіткові рослини:

- а) злаки (по видах),
- б) осоки,
- в) різнотрав'я (окремо багато-, дво- та однорічне).

2. Споріві рослини:

- а) мохи,
- б) лишайники,
- г) плодові тіла грибниць.

Б. Мертва фракція

- а) сухостій - сухі пагони, як стоячі так і полегли, які ще не втратили зв'язку з материнською особоною і знаходяться на якійсь стадії розкладу (російською - *ветошь*),
- б) підстилка - мертві частки рослин, які вже втратили зв'язок з материнською особоною.

Мертві рослинні рештки в трав'янистих фітоценозах не накопичуються безмежно, а мають свої сплески (ріст та спад), які саморегулюються перебігом серій вологих та сухих років. В асканійському степу їх максимум за останні тридцять сім років повсюдно припав на наступний рік після затоплення великих та малих подів (останнє тотальне відмічено у 1985 році), а мінімум на затяжний ксеридний період (Дрогобыч, 1999, 2000; Дрогобыч, 1999, 2005; Дрогобыч, Полищук, 2003).

Найвагоміше значення для оптимального функціонування рослинних угруповань різних біотопів має співвідношення між живою та мертвою фракціями. У цьому плані найкраща ситуація зберігається в зональних угрупованнях вододілів і верхньої частини схилів. Загалом у волохатокринтарієво-валіськокострицевому фітоценозі питома вага мортмаси в середньому за 35 років дорівнює 54%, з коливаннями від 10 до 67%. Тільки 11 разів (або років) за зазначений період спостережень вона перевищувала середню величину, тоді як 24 рази була нижчою. Якщо ж обмежитися даними, отриманими виключно на «Старій» за 19 років, то середня нижча - 49%. Це свідчить про високу збалансованість його видового складу, де переважають посуховитривалі квіткові рослини, з едафічним фоном і постійно мінливим характером погодних умов.

В поді «Старої» в подовопирійно-вужколистотонконогово-ранньоосоковому угрупованні за відомий 19-річний відрізок спостережень питома вага мортмаси в середньому складає 60%, з коливаннями від 41 до 91%. Його травостій двічі (восени 1972 і 1974 рр.) був знищений вогнем, тому питома вага мортмаси в 1973 та 1975 рр. впала відповідно до 7 та 13%. Після останньої пожежі минуло вже 33 роки, а рівень її допожежної величини в пік вегетації 1972 р., тобто 124 ц/га, або 91%, й досі не відновився, хоча на поверхні ґрунту вже накопичено 96,3 ц/га, або 78%. Раніше було виявлено, що пирійний сухостій розкладається майже з такою ж швидкістю як типчаківий (відповідно 58 і 55% за три роки), однак потужність сухостійно-підстилочного шару в екологічному ряді саме в поді найбільша і сягає на сьогодні 10-12 см, завдяки продукуванню щорічно вищих врожаїв біомаси кореневищними злаками та осоками у порівнянні з щільнодернинним типчаком (Дрогобыч, 1980). В цьому інтразональному фітоценозі продовжується витіснення пирію подового *Elytrigia pseudocaesia* (Pacz.) Prosd. тонконогом вужколистим *Poa angmtifolia* L. та осокою ранньою *Carex praecox* Schreb.

Порівняльний аналіз динаміки ходу кривих біомаси та мортмаси лучних угруповань в Центральньо-Черноземному заповіднику [Стрілецький степ] за публікацією В.Д. Собакінських (2005) та в Асканії-Нова за тотожний проміжок часу показує, що їх мінімуми та максимуми майже завжди збігаються, що зайвий раз демонструє провідну роль саме кліматичних умов, а не будь-яких інших факторів. Абсолютні ж показники обох компонентів вищі в Лісостепу (ЦЧЗ), ніж в Степу.

Отже, дисбаланс між живим і мертвим компонентами в асканійському степу виникає здебільшого в інтразональних рослинних угрупованнях. Щорічно вони характеризуються більш високим рівнем відтворення біомаси у порівнянні з зональними, через що починає переважати накопичення мертвих рослинних решток, які з плином часу утворюють такий

потужний сухостійно-підстилочний шар, що він вже нездатний самоутілізуватися. Часті пожежі різного походження швидко регулюють проблему мортмаси, але водночас викликають іншу - біотопи щільнодернинних злаковників захоплюють формації кореневищних злаків і осок, у вологі роки цей процес виражений найбільш яскраво, приклад - масив Північний.

- Дрогобич Н.Е.* О разложении ветоши на асканийской степи // Научно-техн. бюлл. УНИИЖ «Аскания-Нова». - Херсон. - 1980. - Вып. 1. - С. 70-71. *Дрогобич Н.Е.* Роль антропогенного фактора в формировании наземной продукции степных фитоценозов // Материалы конф. к 10-летию заповедника «Оренбургский». - Оренбург. - 1999. - С. 53-54. *Дрогобич Н.Ю.* Вплив антропопресії на продуктивність тирсового угруповання асканійської цілини // Матеріали III наукових читань пам'яті Й.К. Пачоського «Заповідна справа: стан, проблеми, перспективи». - Херсон: Айлант. - 1999. - С. 62-65. *Дрогобич Н.Е.* Постпирогенная динамика наземной фитомассы степных фитоценозов Причерноморья // Материалы Междунар. симпозиума «Степи Северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке». - Оренбург. - 2000. - С. 148-150. *Дрогобич Н.Ю.* Динаміка мертвої органічної речовини на вододілі асканійського заповідного степу // Фальцфейнівські читання-2005. Матеріали Міжнар. наук. конф. - Херсон. - 2005. - Т. 1. - С. 181-182. *Дрогобич Н.Ю.* Ботанічний моніторинг в заповідному степу «Асканія-Нова» // 1-й відкритий з'їзд фітобіологів Херсонщини (Херсон, 2006). Збірник тез доповідей. - Херсон: Айлант. - 2006. - С. 14. *Дрогобич Н.Е., Полицук И.К.* Экологические флуктуации асканийских биоценозов // Степи Северной Евразии. Эталонные степные ландшафты: проблемы охраны, экологической реставрации и использования. Материалы 111-го международного симпозиума / Под науч. ред. А.А. Чибилева. - Оренбург: ИПК «Газпромнефть» ООО «Оренбурггазпромсервис». - 2003. - С. 187-190. *Собакинских В.Д.* Динамика наземной фитомассы луговой степи Центрально-Черноземного заповедника (1948-2004 годы) // Изучение и сохранение природных экосистем заповедников лесостепной зоны. Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 70-летию Центрально-Черноземного заповедника (пос. Заповедный, Курская обл., 22-26 мая 2005). - Курск. - 2005. - С. 218-220.

УДК 502.72 (477.72)

Дрозд С.В.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна УААН, вул. Фрунзе, 13, смт Асканія-Нова, Читинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail: askania-zap@mail.ru

БУФЕРНА ЗОНА БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА

Охоронну, або буферну зону Біосферного заповідника «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна встановлювали за часів СРСР. Тоді це був Державний заповідник «Асканія-Нова». Відповідно до законодавства того часу створення охоронних зон заповідників регулювалося «Типовим положенням про державні заповідники» Держплану СРСР і Державного комітету з науки і техніки та «Положеннями про державні заповідники, підпорядковані Головному управлінню мисливського господарства та заповідників при Раді Міністрів СРСР». Цими положеннями регламентовано, що на прилеглих територіях навколо державних заповідників в разі необхідності за рішенням Ради Міністрів союзних та автономних республік, облвиконкомів може бути виділена охоронна зона.

Територія природного ядра заповідника «Асканія-Нова» є фрагментованою: масиви «Південний», «Північний», «Великий Чапельський під», тому охоронну зону встановлювали поетапно з такою послідовністю:

1) за постановою Ради Міністрів УРСР від 21 грудня 1972 р. № 544 у 1978 р. навколо заповідних масивів «Північний» та «Південний» площею 4600 га;

2) 13 жовтня 1983 р. Південним відділенням ВАСГНІЛ прийнято рішення надати заповідному комплексу «Асканія-Нова» статус державного біосферного заповідника і включити на правах буферної зони дендрологічний та зоологічний парк. Таким чином, загальна площа буферної зони збільшилась на 200 га і становила 4800 га. Цього ж року, за наказом директора Інституту тваринництва степових районів, на території дослідних

господарств в межах буферної зони ввели обмеження у господарській діяльності: заборону зрошення з 1.01.84 р., складання скирд грубих кормів, випас худоби ближче ніж за 500 м до заповідного степу, внесення отрутохімкатів та мінеральних добрив повітряним шляхом, проведення протиерозійної обробки ґрунту;

3) 16 квітня 1991 р. постановою Ради міністрів УРСР ухвалено рішення про встановлення навколо заповідного масиву «Великий Чапельський під» охоронної зони 1 км завширшки загальною площею 2109 га.

Отже, у 1991 р. буферну зону встановлено навколо всіх масивів природного ядра заповідника загальною площею 6895,6 га. Таку площу і конфігурацію вона має і на сьогоднішній день, являючи собою земельну ділянку, яка включає: зоологічний парк (77,5 га), дендрологічний парк (167,3 га) та агроценози (решта).

У сучасній історії Української держави статус Біосферного заповідника «Асканія-Нова» підтверджено Указом Президента «Про біосферні заповідники України» (1993 р.).

Законодавчою базою для територій природно-заповідного фонду є Закон України «Про природно-заповідний фонд України» (1992 р.). Згідно з цим законом, для біосферних заповідників встановлюється диференційований режим охорони, організовується функціональне зонування: заповідна зона, буферна зона, зона антропогенних ландшафтів (розд. I, стат. 18). У розділі IV статтею 39 передбачені завдання охоронних зон, статтею 40 основні вимоги щодо режиму охоронних зон.

З часу встановлення буферної зони і до 2001 р. основними землекористувачами її території були виключно дослідні господарства Інституту тваринництва ім. М.Ф. Іванова.

В 2001 р. із землекористування Державної дослідно-експериментальної агрофірми «Асканія-Нова», підпорядкованої Інституту тваринництва, вилучено земельну ділянку 2549 га і передано в користування дослідному господарству «Асканійське» Інституту олійних культур.

В 2005 р. у зв'язку з передачею державної дослідно-експериментальної агрофірми «Асканія-Нова» зі сфери управління Української академії аграрних наук до Міністерства аграрної політики України, враховуючи добровільну відмову, припинено право користування земельною ділянкою сільськогосподарського призначення загальною площею 7145 га державної дослідно-експериментальної агрофірми «Асканія-Нова». За розпорядженням голови районної державної адміністрації її віднесено до складу земель запасу району в межах селищної ради Асканія-Нова.

В 2006 р. із земель запасу селищної ради виділено земельні ділянки для КСП «Іллінка» (3374,3 га) та ТОВ «Вішва Аанада» (2619,0 га), останнє є першим крупним недержавним землекористувачем на території заповідника. За підрахунками автора, у буферній зоні ТОВ «Вішва Аанада» займає земельну ділянку площею ~ 1440 га.

Для аналізу сільськогосподарської діяльності на території буферної зони умовно виділяємо 2 періоди: з часу встановлення буферної зони до розпаду СРСР (1978-1991 рр.) та після розпаду СРСР (1991-2006 рр.)

Слід зазначити, що територія заповідника входить до зони ризикованого землеробства (Бабич, 1960).

В буферній зоні після встановлення природоохоронного режиму і до 1991 р. структура сівозмін була такою: пар - 17%, зернові - 43%, багаторічні трави - 33%, однорічні трави - 7%. На більшій частині посівних площ буферної зони проводили ґрунтозахисні агротехнічні заходи: безвідвальну обробку ґрунту зі збереженням стерні, сівбу протиерозійними сівалками, щілювання посівів. Середня кількість внесених на рік мінеральних добрив становила 0,7-0,8 ц/га діючої речовини, органічних 1,5-2 т/га. Щороку 30-70% посівів обробляли хімічними засобами захисту рослин. Урожайність озимої пшениці в цілому на території агроценозів заповідника становила в середньому 38 ц/га. У буферній зоні, де, згідно з положенням, заборонене зрошення, відмічається значний недобір врожаю озимої пшениці та ярого ячменю (Дрогобич, Поліщук, 2001).

На протязі вищезазначеного періоду у буферній зоні були чисельні порушення

природоохоронного режиму. В районі масиву «Північний» до 1988 р. функціонувала відкрита зрошувальна мережа на ділянці 205 га. Відмічались випадки обробки повітряним шляхом посівів сільськогосподарських культур. Склалися скирти грубих кормів. На території аеродрому, який входить до складу буферної зони, зберігали мінеральні добрива просто неба.

Після розпаду СРСР сільське господарство країни зазнає поступового занепаду. Ця доля спіткала крупні сільськогосподарські підприємства на території Біосферного заповідника «Асканія-Нова». Причиною фінансової кризи є незбалансованість цін між сільськогосподарською продукцією та оборотними засобами виробництва. Дефіцит останніх *гостро* відчули сільськогосподарські виробники, внаслідок чого на посівних площах агроценозів, головним чином буферної зони, почали з'являтися нові форми проценозів - забур'янені поля, які переходять у вимушені перелogi. Що стосується сівозмін, слід відмітити, що на протязі вищезазначеного періоду такі просто не існують, в кращому випадку культуру висаджують після бажаного або задовільного попередника. У буферній зоні посіви зернових культур в середньому займали 26%, технічних - 11%, багаторічних трав - 4%, однорічних трав - 0,5%, пари склали 3%, покинуті землі 49%, землі відведені під пасовище 6,5%. Середня кількість внесених мінеральних добрив становила 13 кг/га діючої речовини, органічні добрива не вносили, хоча, для підтримання бездефіцитного балансу гумусу в ґрунтах півдня України потрібно вносити щорічно на богарних землях 8,0 т/га, зрошуваних 10,0 т/га органічних добрив (Ушачова, Янков, Герасименко, 2003).

Протиерозійну обробку ґрунту не проводили. Середня урожайність озимої пшениці на території заповідника у 1991-2006 рр. становила 20,3 ц/га.

Сільськогосподарська діяльність аграріїв на території заповідника протягом 1991-2006 рр. внаслідок скрутного фінансового стану перебуває у занепаді. З'явилися необроблені площі, на яких накопичуються шкідники, хвороби, бур'яни. Порушені системи ведення сівозмін, удобрення ґрунту та агротехнічних заходів, спрямованих на підтримання родючості ґрунту та природоохоронного режиму буферної зони. Доведено, що із розораних впритул до заповідних масивів земель, внаслідок видування пилових часток, відбувається акумуляція найбільших з них у природному ядрі. З перелогів відбувається інвазія адвентів у заповідний степ. Широке застосування пестицидів в сільському господарстві призводить до змін у біотичному різноманітті (Йоселев и др., 1982).

За таких умов, щоб зберегти та збагатити природне біорізноманіття заповідника, у буферній зоні, де заборонене зрошення і рослинницька галузь балансує на межі рентабельності, доцільно змінити характер господарської діяльності з рільницького типу на використання цих площ як природних сінокосів та пасовищ (Дрогобич, Поліщук; 2001). Рекомендації щодо відновлення природної рослинності представлено у роботі Є.П. Веденькова (1997). Прецедент вже існує - це найстаріший та найбільший на території буферної зони переліг, що займає 704 га і межує з 75, 85, 86 кварталами природного ядра заповідника.

УДК 502.7:581.526.53(477.64)

Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Тимошенко П.А.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, вул. Терещенківська, 2, Київ, 01601, Україна.

E-mail: geobot@ukr.net

ЦЕНОРВНОМАНІТТЯ СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ АЗОВО-СИВАСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ, ЙОГО СТАН ТА ЗАВДАННЯ ОХОРОНИ

Азово-Сиваський національний природний парк (АСНПП) розташований на півдні України в Азовському морі (коса Бірючий острів (7000 га)) та у Центральному Сиваші (частково острови Чурюк (924 га), Куюк-Тук (255 га) та Китай (5 га) і о. Мартинячий (5 га)). За геоботанічним районуванням територія парку належить до Чорноморсько-Азовської

степової підпровінції, Дніпровське-Азовського округу полиново-злакових степів, солонців та солончаків (Білик та ін., 1977).

Степові екосистеми займають близько 80% площ на сиваських островах і 25-30% на косі Бірючий острів. Рослинність степових екосистем АСНППІ відноситься до 12 асоціацій і 4 угруповань, що належать до 4 союзів, 2 порядків, 2 класів.

Класифікаційна схема степових угруповань АСНППІ *Festuco-Brometea Braun-Blanquet et R. Tuxen in Braun-Blanquet 1949*

Festucetalia valesiaca Braun-Blanquet et R. Tuxen in Braun-Blanquet 1949

Festucion valesiaca Klika 1931

1. *Stipo ucrainicae-Agropyretum pectinati* Tyschenko 1996 2.

Stipetum lessingiana Soo 1948

3. *Festucetum valesiaca* Dostal 1933

4. *Festuco valesiaca-Stipetum capillatae* (Libbert 1931) Mahn 1959

5. *Stipetum capillatae* Soo 1942

Artemisia tauricae-Festucion valesiaca Korzhenevskij et Kljukin in Dubyna, Dziuba 2007

6. *Ferula orientalis-Artemisietum tauricae* Korzhenevskij et Kljukin in Dubyna, Dziuba 2007

Artemisio-Kochion Soo 1959

7. *Artemisia austriaca-Poetum bulbosae* Pop 1970

8. *Agropyro pectinato-Kochietum prostratae* Zolyomi 1958

Festucetea vaginatae Soo 1968 emend. Vicherek 1972

Festucetalia vaginatae Soo 1957

Festucion beckeri Vicherek 1972

9. *Festucetum beckeri* Ad. Oprea 1998

Helichrysum corymbiforme-Festuca beckeri community

10. *Secali-Stipetum borysthenaicae* Korzenevsky ex Dubyna, Neuhauslova et Shelyag-Sosonko 1995

11. *Centaureo odessanae-Stipetum capillatae* Dubyna, Neuhauslova et Shelyag-Sosonko 1995

Carex colchica community

12. *Poo bulbosae-Caricetum colchicae* Dubyna, Neuhauslova et Shelyag-Sosonko 1995

Ephedra distachya-Silene subconica community

Scirpoides holoschoenus community

Ценотичне багатство степових екосистем АСНППІ фактично є еталонним для приморських степів всього Присивашся і Приазов'я, оскільки на більшості площ цього регіону воно не збереглося, або надмірно трансформоване.

Острівні степові фітоценози Центрального Сивашу репрезентують цілинні, первинні полиново-злакові степи України (клас *Festuco-Brometea*). Характерними їх особливостями є флористичне багатство, значна участь у травостойі ксерофітних напівчагарничків - *Artemisia taurica*, *Kochia prostrata*, *Camphorosma monspeliaca*, *Salsola laricina*, щільнодернистих злаків - *Festuca valesiaca*, *Stipa ucrainica*, *S. capillata*, *S. lessingiana*, *Koeleria cristata* та ін., ксерофітного різнотрав'я - *Ferula orientalis*, *Tanacetum millefolium*, *Falcaria vulgaris*, *Crinitaria villosa* та ін., видів галофільної екології -- *Artemisia santonica*, *Suaeda salsa*, *Limonium meyeri*, *Bassia sedoides* та ін., наявність значної кількості ефемерів та ефемероїдів, що утворюють весняні синузії, а також наземних мохів (*Tortula ruralis*) і лишайників (*Cornicularia steppae*, *Cladonia convoluta*, *C. rangiformis*, *Parmelia vagans*, *P. ryssolea*).

Для рослинності піщаних степів (клас *Festucetea vaginatae*), представленої на косі Бірючий острів, характерне багатство видів аренного флористичного комплексу зі значною часткою ендемічних і субендемічних. Більшість з них за характером генетичних зв'язків і часом утворення є молодими видами, що виникли у післяльодовиковий період на новоутворених косах і островах внаслідок останньої трансгресії Чорного моря.

Клас *Festuco-Brometea* на території АСНППІ представлений пустельно-степовими угрупованнями на каштанових та чорноземоподібних ґрунтах різного ступеня

солонцюватості, що приурочені переважно до плакорних рівнинних та похилих ділянок островів Чурюк і Куюк-Тук.

Угруповання ***Stipo ucrainicae-Agropyretum pectinati*** поширені на рівнинних ділянках, верхніх частинах схилів подів та плескатих узвишсях островів Чурюк та Куюк-Тук із каштановими ґрунтами, їх діагностують *Stipa ucrainica*, *S. capillata*, *Festuca valesiaca*, *Agropyron pectinatum*, *Tanacetum millefolium*, *Tulipa schrenkii*, *Alyssum hirsutum*, *A. desertorum*, *Veronica verna*, *Bromus squarrosus*. Угруповання ***Stipetum lessingianaе*** займають слабкоположисті та схилі ділянки з каштановими ґрунтами, зустрічаються переважно на о. Куюк-Тук. їх діагностують *Stipa lessingiana*, *Stipa capillata*, *Agropyron pectinatum*, *Artemisia taurica*, *Poa bulbosa*, *Bromus squarrosus*, *Crinitaria villosa* та ін. Угруповання ***Festucetum valesiacaе*** поширені на ділянках із слабкосолонцюватими темно-каштановими ґрунтами в комплексі з солонцями. Займають рівнинні та слабкопохлогі місцезростання, а також верхні частини схилів. Є досить поширеними, їх діагностують *Festuca valesiaca*, *Agropyron pectinatum*, *Leymus ramosus*, *Atriplex tatarica*, *Stipa ucrainica*, *Tanacetum achillefolium*, *Bromus squarrosus*, *Alyssum desertorum*, *A. hirsutum*, *Anthemis ruthenica*, *Holosteum umbellatum* та ін. Угруповання асоціації ***Festuco valesiacaе-Stipetum capillataе*** займають здебільшого рівнинні місцезростання з солонцюватими темно-каштановими ґрунтами на плакорах. Трапляються часто, їх діагностують *Festuca valesiaca*, *Stipa capillata*, *Stipa lessingiana*, *S. ucrainica*, *Prangos odontalgica*, *Atriplex tatarica*, *Artemisia taurica*, *A. austriaca*, *Elytrigia repens*, *Bromus squarrosus*, *Goniolimon tataricum*, *Limonium czurjukiense* та ін. Угруповання ***Stipetum capillataе*** приурочені до рівнинних та слабкоположистих ділянок, солонцюватих степових западин, верхів'їв балкових схилів зі слабкосолонцюватими чорноземноподібними ґрунтами. їх діагностують *Stipa capillata*, *S. ucrainica*, *S. lessingiana*, *Poa bulbosa*, *Elytrigia repens*, *Artemisia taurica*, *Agropyron pectinatum*, *Atriplex tatarica*, *Crinitaria villosa* та ін. Помітною є роль видів, характерних для засоленних місцезростань: *Bassia sedoides*, *Artemisia santonica*, *Taraxacum bessarabicum* та ін. Угруповання ***Ferula orientalis-Artemisietum tauricaе*** приурочені до старих перелогів з сильно солонцюватими слабкодренованими каштановими ґрунтами, їх діагностують *Artemisia taurica*, *Ferula orientalis*, *Poa bulbosa*, *Festuca valesiaca*, *Elytrigia repens*, *Agropyron pectinatum*, *Crinitaria villosa*. Угруповання ***Artemisia austriacaе-Poetum bulbosae*** розташовуються на солонцюватих ґрунтах плакорних ділянок степу, старих перелогах, спасуваних територіях, їх діагностують *Artemisia austriaca*, *Poa bulbosa*, *Trinia hispida*, *Artemisia austriaca*, *Poa bulbosa*, *Stipa capillata*, *Atriplex tatarica*, *Trinia hispida*, *Centaurea adpressa*, *Bromus squarrosus*, *Crinitaria villosa* та ін. Угруповання ***Agropyro pectinato-Kochietum prostrataе*** приурочені переважно до схилів південної та східної експозиції, спрямованих до затоки Сиваш, крутизною від 25 до 45° з солонцюватими каштановими ґрунтами, їх діагностують *Agropyron pectinatum*, *Kochia prostrata*, *Festuca valesiaca*, *Atriplex tatarica*, *Artemisia taurica*, *A. santonica*, *A. austriaca*, *Stipa capillata*, *S. lessingiana*, *Bromus squarrosus*, *Crinitaria villosa*, *Poa bulbosa* та ін.

Клас ***Festucetea vaginataе*** на території АСНПП представлений піщано-степовими угрупованнями на невисоких погорбованих приморських кучугурах, що поширені переважно на косі Бірючий острів.

Угруповання ***Festucetum beckeri*** займають звичайно приморські кучугури та їх схили, їх діагностують *Festuca beckeri*, *Euphorbia seguierana*, *Carex colchica*, *Helichrysum corymbiforme*, *Secale sylvestre*. У складі угруповань зростають понтичні ендеми *Stipa borysthena*, *Agropyron lavrenkoanum*. Виражена мохово-лишайникова синузія (*Tortula ruralis*, *Parmelia camtchadalis*). Угруповання ***Helichrysum corymbiforme-Festuca beckeri*** поширені на вирівняних слабозакріплених ділянках кучугур, їх діагностують *Medicago kotovii*, *Melilotus albus*, *Secale sylvestre*, *Anisantha tectorum*, *Teucrium polium*. Угруповання ***Secali-Stipetum borysthenaе*** характерні для невисоких ділянок приморських кучугур, їх діагностують *Astragalus borysthenicus*, *Festuca valesiaca*, *Fumana procumbens*, *Helichrysum arenarium*, *Kochia laniflora*, *Secale sylvestre*, *Stipa borysthena*, *Euphorbia seguierana*, *Carduus uncinatus*, *Poa bulbosa*, *Bromus squarrosus*, *Cynodon dactylon*. Угруповання ***Centaureo odessanaе-Stipetum capillataе***

займають ділянки схилів невисоких кучугур із закріпленими і ущільненими ґрунтами, їх діагностують *Centaurea odessana*, *Stipa capillata*, *S. borysthena*, *Euphorbia seguierana*, *Leymus sabulosus*, *Eryngium campestre*, *Echinops sphaerocephalum*, *Melilotus albus*, *Medicago kotovii*, *Calamagrostis epigeios*. Угруповання ***Carex colchica*** поширені на знижених ділянках кучугур та їх схилах із середньозакріпленими ґрунтами, їх діагностують *Carex colchica*, *Euphorbia seguierana*, *Secale sylvestre*, *Festuca beckeri*, *Teucrium polium*. Виражена мохово-лишайникова синузія. Угруповання ***Poa bulbosae-Caricetum colchicae*** розташовуються на закріплених вирівняних ділянках кучугур, рідше займають мікродепресії. їх діагностують *Bromus squarrosus*, *Carex colchica*, *Poa bulbosa*, *Euphorbia seguierana*, *Chondrilla juncea*, *Eryngium campestre*, *Cynanchum acutum*. Виражена мохово-лишайникова синузія. Угруповання ***Ephedra distachya-Silene subconica*** поширені на вирівняних знижених ділянках кучугур, їх діагностують *Ephedra distachya*, *Silene subconica*, *Bromus japonicus*, *B. squarrosus*, *Anisantha tectorum*. Угруповання ***Scirpoides holoschoenus*** приурочені до схилів кучугур, їх діагностують *Scirpoides holoschoenus*, *Artemisia santonica*, *Limonium meyeri*, *L. caspium*, *Plantago salsa*.

Степові екосистеми АСНПП, незважаючи на заповідний режим, зазнають трансформації, їх рослинний покрив є досить чутливим до режиму засолення. Зокрема, в умовах, що склалися у 80-х роках минулого сторіччя, відбулося масове поширення асоціації ***Atriplicetum tataricae*** за рахунок скорочення типових для пустельних степів (Дубина, Дзюба, 2007). На початку XXI ст. більшого розповсюдження набувають, замість вищезазначених, угруповання лучно-степових асоціацій ***Agropyretum repentis*** і ***Leymetum ramosi***.

Угруповання ***Festucetea vaginatae*** функціонують в умовах впливу диких копитних тварин. Це сприяє розвитку дерниннозлакових угруповань, уповільнює поширення бур'янових. Однак надмірна чисельність тварин не сприяє розвитку різнотрав'я, особливо бобових рослин, участь яких на незайманих територіях, зокрема у прилеглих до коси Бірючий острів подібних фітоценозах коси Федотової, є досить значною.

Природна степова рослинність, яка в Україні збереглася лише місцями, зокрема у Присивашші, вимагає додаткових заходів для її охорони та відтворення. Є доцільним відновити степову рослинність частини островів Куюк-Тук і Чурюк, які в даний час не належать до АСНПП, та включити до складу його території, й таким чином відтворити цілісність ландшафтів цих геосистем. Не менш важливим є обмеження скидання дренажних вод до акваторії озера Сиваш, оскільки його опріснення може негативно вплинути на сукцесійні процеси степових екосистем островів. На косі Бірючий острів згідно функціонального зонування виділена лише господарська зона. Тому необхідно виділити ще заповідну, до якої включити всі ділянки піщано-степової рослинності з раритетними угрупованнями. Звичайно, за умов надмірного пасовищного навантаження, яке буде продовжуватися, останні мають бути обгороджені.

У подальшому, дослідження рослинності степів Присивашші мають бути спрямовані на оцінку стану угруповань в умовах заповідного режиму, виявлення їх порогової чутливості, прогнозування змін степових екосистем та вирішення проблем ефективного менеджменту природних фітоценозів.

УДК 502.7:581.526.52(477)

Дубина Д.В., Тимошенко П.А.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, вул. Терещенківська, 2, Київ, 01601, Україна.

E-mail: geobot@ukr.net

ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ НА ТЕРИТОРІЇ ПІЩАНО-СТЕПОВИХ ЕКОСИСТЕМ КІС І ОСТРОВІВ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я ТА ЙОГО НАСЛІДКИ

Піщано-степові екосистеми кіс і островів Азово-Чорноморського регіону відзначаються унікальністю і багатством видового та ценотичного різноманіття, їх флора нараховує близько 500 видів судинних рослин. У її складі зареєстровано 30 ендемічних і субендемічних

видів, представників азото-чорноморського ендемічного флористичного комплексу. Найчисленнішими є причорноморсько-каспійська і північно-причорноморська та дніпровсько-донська і причорноморсько-приазовська хорологічні групи. Менш численними є східно-причорноморська, західно-причорноморська і нижньодніпровська (Дубина, Тимошенко, Шеляг-Сосонко, 2006).

Рослинність піщано-степових екосистем кіс і островів відноситься до 39 асоціацій, які об'єднуються в 4 союзи, 3 порядки і 3 класи. Найвищим рівнем ценотичного багатства відзначаються фітосистеми острова Джарилгач, коси Бірючий острів (Херсонська обл.), Жебриянського приморського пасма (Одеська обл.), коси (Збиточної (Запорізька обл.), Кінбурнської та Тендрівської кіс (Херсонська обл.) (Дубина, Тимошенко, Шеляг-Сосонко, 2006). У їх складі представлені ценози, що заслуговують особливої охорони за ознаками домінування або співдомінування рідкісних, реліктових і ендемічних видів. Вони представлені 10 асоціаціями, які належать до 4 союзів, 3 порядків і 3 класів. Не меншу природоохоронну цінність складають угруповання піщано-степових екосистем кіс і островів, домінанти або співдомінанти яких знаходяться на межі ареалу. Вони нараховують 4 асоціації, що належать до 2 союзів, 2 порядків, 2 класів. Розповсюджені переважно на вирівняних кучугурах (*Artemisietum arenariae*, *Asparago levinae-Calamagrostidetum epigei*, *Secalo-Stipetum borysthénicae*, *Koelerio glaucae-Stipetum borysthénicae*). Найвищими показниками кількості рідкісних і зникаючих угруповань відзначаються острови Джарилгач і коса Бірючий острів та Жебриянське приморське пасмо.

Внаслідок нераціонального природокористування рослинність піщано-степових екосистем зазнала надмірної трансформації. Зокрема, вона практично втрачена на ділянках забудови Білосарайської і Бердянської кіс, а також на лісогосподарських (Жебриянське пасмо, Бірючий острів, (Збиточна, Джарилгач). Площі піщано-степової рослинності екосистем кіс і островів за останні півсторіччя скоротилися майже в 10 разів (Тищенко, 2004).

Провідними факторами негативного впливу природокористування на територіях піщано-степових екосистем кіс і островів є перевипас (Джарилгач, Жебриянське приморське пасмо, коса Бірючий острів), рекреація (Крива, Білосарайська (Донецька обл.), Бердянська коси (Запорізька обл.)), заліснення (Кінбурнська коса, Жебриянське приморське пасмо, Джарилгач, Бірючий острів) і розширення селітебних територій (Кінбурнська, Бердянська, Білосарайська коси).

Загальною тенденцією динаміки рослинності під впливом надмірного випасання травостою є зміна вихідних угруповань дигресивними. Неконтрольоване випасання призводить до розвитку процесів дефляції та спустелення.

Загальною тенденцією рекреаційних змін є збіднення видового різноманіття, насамперед за рахунок ендемічних і раритетних видів, та поширення адвентивних.

Загальною тенденцією змін, зумовлених залісненням, є фрагментація і скорочення площ природної піщано-степової рослинності. Найбільших втрат зазнають раритетний і ендемічний комплекси.

Розширення селітебних територій, крім катастрофічних змін, зумовлює посилення процесів синантропізації рослинності прилеглих ділянок. Адвентивні види особливо активно поширюються на ділянках забудови, вздовж транспортних комунікацій, стежок тощо. Біля санаторіїв з неорганізованими людськими потоками і, відповідно, необмеженим пересуванням і прокладанням тимчасових стежок має місце трансформація місцезростань піщано-степової рослинності, зокрема зникнення рідкісних видів та угруповань та впровадження рудеральних видів.

Є очевидним, що сучасне природокористування на території піщано-степових екосистем кіс і островів Північного Причорномор'я екологічно невиправдане, а його наслідки матимуть довгострокову негативну дію.

Забезпечення збереження надмірно порушених екосистем може бути успішним лише за умови заповідання кіс і островів у повному обсязі (Дубина, Тимошенко, Шеляг-Сосонко,

2006; Тищенко, 2004). Не менш важливим є відтворення надмірно порушених територій з подальшими заходами їх підтримання та застосування невиснажливих методів господарювання. Розорювання і розрівнювання територій піщано-степових екосистем, зокрема для закладання лісових насаджень, формування рекреаційних ділянок тощо, мають бути, відповідно до чинного природоохоронного законодавства, припинені. В місцях деградації деревних насаджень (Жебриянське приморське пасмо, Джарилгач, Коса Бірючий острів) необхідно провести заходи з відтворення природної рослинності шляхом репатріації, насамперед, едификаторів рослинного покриву піщаних степів.

З огляду на формування екомережі Азово-Чорноморського екокоридору як складової частини національної екомережі України, території піщано-степових екосистем мають бути включені до складу ключових (заповідних ядер). Важливим аспектом у забезпеченні належної охорони даного типу організації рослинності є формування екокоридорів, зокрема локального і регіонального рівнів, їх значущість зумовлена необхідністю забезпечення міграційних шляхів обміну діаспор, які на більшій частині території Азово-Чорноморського узбережжя є порушеними. Крім цього, їх функціонування також обмежується існуючими техногенними спорудами, транспортними комунікаціями, селітебними територіями. Є очевидним, що цей обмін може бути забезпеченим лише за умови його штучного підтримання, шляхом перенесення діаспор на придатні ділянки. Це має відбуватися насамперед з територій, на яких, виходячи виключно з державних інтересів, планується проведення техногенних робіт. Актуальність і необхідність проведення зазначених та інших заходів зумовлюється охарактеризованими процесами. Вони мають базуватися на усвідомленні науковою громадськістю, природоохоронними структурами, неурядовими природоохоронними організаціями реальної загрози зникнення з території України цього унікального типу організації рослинності.

УДК 502.7:599.742

Думенко В.П.

Биосферный заповедник «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна, ул. Фрунзе, 13, тт Аскания-Нова, Чаплинский-н, Херсонская обл., 75230, Украина. E-mail: askania-zap@mail.ru

ВЛИЯНИЕ РЕЖИМОВ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ НА ФАУНУ И СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ ХИЩНЫХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ (CARNIVORA) В ПРИРОДНОМ ЯДРЕ БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА «АСКАНИЯ-НОВА»

Хищные млекопитающие (Carnivora) являются важной индикаторной группой животных: им свойственна значительная экологическая гетерогенность; являясь преимущественно редуцентами второго порядка и занимая верхушки трофических пирамид, они проявляют весьма высокие требования к среде. В связи с этим, сохранение видового разнообразия Carnivora (способных к самовоспроизводству популяций) автоматически косвенно обеспечивает сохранение экологически сопутствующих им значительного числа видов - членов пищевых цепей, консортов. Таким образом, в контексте оптимизации режимов охраны степных заповедных участков, популяции хищных млекопитающих представляют значительный интерес.

Однако, оценить влияние разных режимов природопользования на популяции хищных млекопитающих в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» в некоторых случаях весьма проблематично, что обусловлено следующими обстоятельствами: 1 - существенным изменением фаунистических комплексов по причинам, не обусловленным установлением того или иного режима природопользования на территории заповедника; 2 - отсутствием репрезентативных рядов данных по состоянию популяции на одном и том же участке, подвергавшемся в свое время разным режимам природопользования; 3 - перекрыванием отдельных заповедных участков радиусом репродуктивной активности вида.

Для понимания указанной проблемы, прежде всего, необходимо обращение к истории природопользования на территории Биосферного заповедника «Аскания-Нова» (Веденьков, Ющенко, 1987; Дрогобич, 1997; Дрогобич, Полищук, 2001). Из нее следует, что современная территориальная структура природного ядра последнего существует с 1966 года, а режимная - с 1995 года. Согласно государственному кадастру территорий и объектов природно-заповедного фонда Украины (Державний кадастр..., 2006), режим абсолютной заповедности действует на большей части участков «Северный» и «Южный», охватывая в общей сложности 7977,6 га. Участок Большой Чапельский под (далее - БЧП), а также залежи, включенные в состав природного ядра, находятся на режиме регулируемой заповедности, в сумме охватывающего 3076,4 га. Территория БЧП используется для содержания парнопалых (*Artiodactyla*) и непарнопалых (*Perissodactyla*) зоопарка «Аскания-Нова» (в основном адвентивных видов), в отношении которых на протяжении всего года систематически проводят различные биотехнические мероприятия; на залежных участках раз в два года ведут санитарное сенокошение (700 га).

Волк (*Canis lupus* L., 1758), как вид, способный наносить определенный ущерб животноводству, активно преследовался и был полностью истреблен на открытых равнинах Левобережного Нижнеднепровья уже за несколько десятилетий до организации заповедника (Гребень, 1928; Мигулін, 1938; Сокур, 1961; Млекопитающие..., 1967; Кириков, 1983). К настоящему времени этот хищник вновь заселил левобережную часть Херсонской области, появился и на территории «Аскания-Нова» (Думенко, 2005), но отношение со стороны человека к нему не изменилось (Закон..., 2000). В сущности, участки «Южный» и «Северный» сейчас являются единственными территориями в регионе, где не ведется преследование волка. Безусловно, лишь при таком режиме природопользования можно решать вопрос о сохранении этого вида как представителя аборигенной фауны.

Не без оснований считается, что закрепление в асканийской степи барсука (*Meles meles* L., 1758) обусловлено именно введением на большей части природного ядра абсолютно заповедного режима. Так, на протяжении обозримого времени, пока вся или большая часть степи использовалась как выпас и сенокосы, барсук здесь не встречался, хотя фоссильные остатки вида, обнаруженные на территории биосферного заповедника (Полищук, 1998; Полищук, 2002, 2003) свидетельствуют, что когда-то он обитал в асканийских степях. На территории БЧП - участка, где действует режим регулируемой заповедности - этот вид за прошедшие 20 лет обитания в «Аскания-Нова» так и не поселился, хотя заходы зверей на этот участок отмечались неоднократно. До настоящего времени все обитаемые видом норы находились исключительно на участках «Южный» и «Северный»; на последние же пришлось и более 90% встреч самих зверей. По-видимому, уровень фактора беспокойства, так или иначе обуславливаемый действующим на территории БЧП режимом природопользования, является сверхпороговым для барсука.

Степной хорек (*Mustela eversmanni* Less., 1827) оказался единственным видом среди хищных млекопитающих заповедника, численность которого неуклонно уменьшалась в то время, когда на участках «Северный» и «Южный» уже действовал нынешний режим охраны природных комплексов. Непосредственной причиной, обуславливающей протекающую элиминацию местной популяции данного вида, считается сильное снижение численности основного объекта его питания - малого суслика (*Spermophilus pygmaeus* Pall., 1778), - которое, в свою очередь, было вызвано снятием со степи пастбищной нагрузки (Реут, Полищук, 1988; Полищук, 1993, 2002, 2003; Полищук, 1998; Дрогобыч, Полищук, 2001). Таким образом, возникло предположение, что абсолютно заповедный режим при отсутствии естественного пресса на растительный покров степи *Perissodactyla* и/или *Artiodactyla* не обеспечивает сохранение степного хорька, поскольку в результате такого режима природопользования сильно ухудшается кормовая база этого хищника. Тесная экологическая связь степного хорька с малым сусликом сомнений не вызывает, и в сущности, вопрос о том, может ли абсолютно заповедный режим обеспечить длительное существование популяции первого вида, тождествен и относительно второго. Однако, поскольку учеты численности

степного хорька и малого суслика (хищника и жертвы) начали проводить лишь с 1980 года (Дрогобыч, Полищук, 2001; Полищук, 2003) - через 14 лет после того, как на всей территории участков «Северный» и «Южный» был прекращен выпас, - имеющиеся данные не позволяют дать ответ, когда же начался наблюдаемый в настоящее время устойчивый процесс элиминации популяции степного хорька (= малого суслика): до снятия со степи пастбищной нагрузки или после. Интересно отметить, что, например, на сохранившихся участках присивашских степей еще 15-10 лет назад существовавшие колонии малого суслика к настоящему времени почти все вымерли, несмотря на непрекращавшийся выпас скота и имеющиеся обширные сбои. Естественно, соответствующим образом это отразилось и на степном хорьке. По-видимому, на современном этапе истории природных комплексов сам по себе пастбищный режим степи не решит проблему сохранения этого вида.

Влияние разных режимов природопользования на популяцию лисицы (*Vulpes vulpes* L., 1758) не столь отчетливо, как это оказалось для вышеназванных видов хищных млекопитающих. С одной стороны это обусловлено очень широкой экологической валентностью данного вида; с другой - тем, что, например, в отличие от волка вопрос о полном истреблении лисицы никогда не ставился. Показатели плотности последней на участках «Северный» и «Южный» достоверно не отличаются от таковых на территории БЧП. Более того, лисица обычна не только в природном ядре биосферного заповедника, но и за его пределами, поэтому возникающие различия в численности на отдельно взятых относительно небольших по площади участках, даже если они фиксируются, могут быстро нивелироваться эмиграцией (иммиграцией) зверей. Но смертность на территории БЧП достоверно выше ($p < 0,01$), чем на участках «Южный» и «Северный»: средние значения этого параметра ($n=9$) составили, соответственно, $32,9 \pm 6,26$ и $8,3 \pm 2,62\%$ (таблица).

Динамика смертности в популяции лисицы (*Vulpes vulpes* L., 1758) на участках природного ядра Биосферного заповедника «Асканія-Нова» с разным режимом природопользования

Год	Режим территории	Смертность, %
1997	абсолютная заповедность	1,6
	регулируемая заповедность	22,2
1998	абсолютная заповедность	15,4
	регулируемая заповедность	20,0
1999	абсолютная заповедность	25,0
	регулируемая заповедность	14,3
2000	абсолютная заповедность	10,3
	регулируемая заповедность	26,3
2001	абсолютная заповедность	9,5
	регулируемая заповедность	33,3
2002	абсолютная заповедность	1,0
	регулируемая заповедность	22,2
2003	абсолютная заповедность	3,7
	регулируемая заповедность	29,4
2004	абсолютная заповедность	3,0
	регулируемая заповедность	68,8
2006	абсолютная заповедность	4,8
	регулируемая заповедность	60,0

Кроме того, корреляционный анализ показал, что уровень смертности на участках, где действуют разные режимы охраны, имеет отрицательную зависимость ($r_{xy} = -0,45$), то есть, в данном случае соответствующие факторы воздействуют на популяцию лисицы асинхронно.

В отношении ласки (*Mustela nivalis* L., 1766) ситуация сходна с вышеописанной. Различия в численности вида на участках, где действуют разные режимы охраны, имелись, но они не достоверны, и скорее обусловлены топическим влиянием, а не режимом

природопользования. Оценка же смертности (в данном случае параметра более показательного) в популяции ласки представляет собой методическую проблему. Однако, учитывая, что ласка приспособилась к обитанию не только в агроценозах, но и в населенных пунктах, имеются основания полагать, что существующие отличия в особенностях природопользования на участках природного ядра Биосферного заповедника «Аскания-Нова» не могут заметно отразиться на состоянии ее популяции.

Итак, установление абсолютно заповедного режима на относительно крупном массиве степи в большинстве случаев позитивно отразилось на хищных млекопитающих. Именно на участках с таким режимом природопользования произошла спонтанная реставрация фаунистического состава последних (к настоящему времени представлены все аборигенные виды), а популяционные параметры фоновых видов хищных зверей более оптимальны.

Что же касается степного хорька, то для оптимизации кормовой базы вида в качестве эксперимента в буферной зоне биосферного заповедника вокруг участков «Северный» и «Южный» можно провести уже предлагавшиеся мероприятия, направленные на увеличение численности малого суслика (Поліщук, 1993; Дрогобич, Полищук, 2001; Проект..., 2004). При этом, учитывая нынешнее критическое состояние асканийской популяции степного хорька, целесообразно подселение в заповедник зверей, отловленных в более благополучных местах обитания.

Веденьков Е.П., Ющенко А.К. Заповедник Аскания-Нова // Заповедники СССР. Заповедники Украины и Молдавии. -- М.: Мысль, 1987. - С. 114-138. *Гребень Л.К.* История Асканийского овцеводства (по архивным материалам) // Бюлл. Зоотехнической Опытной и Племенной Станции в Госзаповеднике «Чапли» (бывшая Аскания Нова). - М.: Новая деревня. - 1928. - №4.-С. 16-65. Державний кадастр територій та об'єктів природно-заповідного фонду України.

Картка первинного обліку

територій та об'єктів природно-заповідного фонду України. Біосферний заповідник «Асканія-Нова» ім. Ф.Е. Фальц-Фейна. - 2006. - 60 с. *Дрогобич Н.Е.* О причинах элиминации популяции *Stipa capillata* L. в Причерноморских степях // Мат.

Международ. симп. «Степи Евразии: сохранение природного разнообразия и мониторинг состояния экосистем». - Оренбург: Институт степи УрО РАН, 1997. - С. 63-64. *Дрогобич Н.Е., Полищук И.К.*

История природопользования и судьба популяции малого суслика *Citellus*

rugtaeus Pallas, 1778 в заповеднике «Аскания-Нова» // Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова». — 2001. - Т. 3.-С. 57-66. *Думенко В.П.* Вояк *Canis lupus* L. в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» и его регионе. Сообщение 1.

История вида // Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова». - 2005. - Т. 7. - С. 102-111. Закон України «Про мисливське господарство та полювання» // Відомості Верховної Ради України. - 2000. - Ст. 132.-С. 274-289.

Кириков С.В. Человек и природа степной зоны. - М.: Наука, 1983. - 125 с. Млекопитающие Советского Союза / Под ред. В.Г. Гептнера и Н.П. Наумова. - М.: Высшая школа, 1967. - Т. II, ч. 1.-1004 с.

Мишулін О.О. Звірі УРСР. - Київ: Вид-во АН УРСР, 1938. - 421 с. *Поліщук Ж.К.* Вплив режиму використання цілісного степу в заповіднику «Асканія-Нова» на фауну ссавців //

Тези допов. Міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 25-річчю Карпатського біосферного заповідника «Екологічні основи оптимізації режиму охорони і використання природно-заповідного фонду». - Рахів, 1993.-С. 107-108. *Поліщук И.К.* Редкие виды пресмыкающихся и млекопитающих заповедника

«Аскания-Нова». - Аскания-Нова,

1998.-15 с. *Поліщук И.К.* Мисливська фауна ссавців Біосферного заповідника «Асканія-Нова» та її динаміка // Вісник

Луганського держ. пед. ун-ту ім. Тараса Шевченка. - 2002. - № 1 (45) - С. 29-32. *Поліщук И.К.* Критичні зауваження до «Червоного списку Херсонської області» та стан популяцій видів герпето-

і теріофауни Біосферного заповідника «Асканія-Нова» з охоронних списків державного та міжнародного значення // Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова». - 2003. - Т. 5. - С. 126-135. Проект організації території та охорони природних комплексів Біосферного заповідника «Асканія-Нова» ім.

Ф.Е. Фальц-Фейна / Державне підприємство «Головний науково-дослідний та проектний інститут землеустрою». - Реєстр Іфе 0103U005745. - 2004. - 688 с. *Реут Ю.А., Полищук И.К.* Состояние популяции малого суслика в заповедной степи «Аскания-Нова» и ее

влияние на численность степного орла и степного хорька // Науч.-тех. бюлл. УНИИЖ «Аскания-Нова». - 1988.-Вып. 2.-С. 58-59. *Сокур І. Т.* Историчні зміни та використання фауни ссавців України. - Київ:

Вид-во АН УРСР, 1961. - 84 с.

УДК: 574.3

Емельянов И.Г.¹, Емельянова Л.В.², Песков В.Н.¹*Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, ул. Б. Хмельницкого, 15, г. Киев, 01030, Украина.*

E-mail: peskov_53@mail.ru; emeln@izan.kiev.ua

*Институт гидробиологии НАН Украины, просп. Героев Сталинграда, 12, г. Киев, 04210, Украина***ПОПУЛЯЦИЯ КАК ОБЪЕКТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА**

В настоящее время мониторинг природных популяций является практически обязательным элементом теоретических исследований и практических мероприятий в области изучения и сохранения биоразнообразия в целом и разнообразия флоры и фауны в частности (План заходів..., 2006). Между тем, на практике такого рода исследования обычно ограничиваются составлением списков видов, отмеченных на данной территории, или кратковременными учетами численности особей того или иного вида в пределах локальных участков и т.п. (Біорізноманітність Дунайського біосферного..., 1999). Все это совершенно не соответствует современным представлениям ни о мониторинге, ни и о популяции как об одном из основных объектов мониторинговых исследований.

Экологический мониторинг популяций мы определяем как систему долговременных специально спланированных и организованных наблюдений (слежений) за пространственно-временной динамикой структурно-функциональной организации популяций доминирующих видов в пределах конкретного биогеоценоза (биогеоценозов). При этом в определении объекта популяционного мониторинга мы исходим из того, что в экологии под популяцией обычно понимают сложно организованную совокупность особей одного вида, которая, взаимодействуя с популяциями других видов в границах одного или нескольких биогеоценозов, способна поддерживать свою численность и структуру (самовоспроизводиться), функционировать и развиваться в течение большого количества поколений как составная часть определенной трофической сети (Кучерявий, 2001).

Из определения очевидно, что экологический мониторинг любой популяции живых организмов предполагает организацию сложной системы многолетних наблюдений одновременно на субпопуляционном, популяционном и экосистемном уровнях организации живого.

На субпопуляционном уровне обычно изучается экологическая и биологическая неоднородность особей, входящих в состав популяции. В последние десятилетия в этой области биологии накоплен огромный материал (Smartt, Lemen, 1980; Николаева, 1986; Поггуляционная фенетика, 1997; Евсиков и др., 1999; Оленев, 2002; Реализация..., 2003; Песков и др., 2005; Песков, Шевченко, 2006), свидетельствующий о том, что природные популяции животных и растений состоят из морфологически и экологически дискретных групп особей, которые выполняют иногда совершенно различные функции в поддержании функциональной устойчивости экосистем.

Изучение популяции как целостной, сложно организованной системы предполагает анализ основных ее структурных и функциональных параметров (например, половой и возрастной структуры, плодовитости, рождаемости и др.), отличающихся значительной лабильностью, особенно при экстремальных воздействиях на экосистемы ингредиентов антропогенного происхождения (Емельянова, 1994). Организация как популяции, так и экосистемы определяется как набор связей между объектами, составляющими ту или иную систему (трофических, информационных, пространственных и т.д.). Интенсивность связей может измеряться, например, количеством энергии или биомассы в случае трофических связей; частотой и напряженностью коммуникативных отношений в случае информационных связей; степенью пространственной удаленности отдельных поселений друг от друга и уровнем обмена мигрантами между ними в случае пространственных связей. Целостность (интегрированность) любой экосистемы определяется количеством таких связей, сложностью их организации и интенсивностью функционирования.

Такие интегральные характеристики популяции, как численность и биомасса, до сих пор наиболее часто используются в экологических исследованиях в качестве

результатирующих показателей успешности функционирования конкретных популяций. Однако учет последних без изучения особенностей структурно-функциональной организации природных популяций не дает полного представления не только о процессах, происходящих в биоте в настоящее время, но и лишает реальной возможности прогнозировать состояние той или иной экосистемы в будущем. Так как численность и биомасса - интегральные показатели тех процессов, которые уже произошли в популяции и обусловили их конкретные значения, они отличаются значительно меньшей информативностью по сравнению с ее структурными и функциональными характеристиками, реагирующими на реально происходящие изменения в экосистеме. Кроме того, необходимо учитывать, что в популяциях с синхронным развитием многоклеточных особей характер изменений численности и биомассы может резко отличаться. Так, в частности, динамика численности, динамика индивидуальной массы особей в онтогенезе, динамика популяционной массы и динамика ценотически активной биомассы популяции не только отличаются между собой, но и по-разному представлены у однолетних и многолетних растений и животных. Поэтому только учет комплекса популяционных параметров доминирующих видов обеспечит успешное решение задач, предусмотренных при проведении популяционного мониторинга.

Рассматривая популяцию в качестве компонента экосистемы, необходимо отметить, что популяция сама по себе не может обеспечить поддержание стационарного состояния, так как элементарной единицей, способной к самостоятельному существованию, является экосистема (O'Neill et al., 1986; Емельянов, 1999). При этом устойчивое существование экосистем возможно лишь при определенных количественных соотношениях взаимодействующих друг с другом популяций живых организмов разных видов. Изменения, происходящие в экосистемах, так или иначе влияют на подсистемы, в качестве которых выступают отдельные популяции, что обуславливает в определенной мере динамику их структурно-функциональной организации.

В свою очередь, каждая популяция в процессе жизнедеятельности воздействует на среду и на популяции других видов, служит фактором, обуславливающим динамику экосистемы как целостной системы. Поэтому для определения структурно-функциональной организации экосистем, выяснения их состояния необходимым условием является всестороннее изучение популяций живых организмов, входящих в состав экосистем, а также исследование процессов, происходящих в результате их взаимодействия, что приобретает особую значимость в условиях возрастающего антропогенного пресса. Исходные данные, необходимые для составления представления о реальном экологическом состоянии той или иной природной экосистемы, можно получить как раз в результате длительного слежения за изменением популяционных параметров доминирующих видов.

Роль популяции любого вида в составе соответствующего ценоза, как важнейшей структурно-функциональной части экосистем, можно оценить по целому ряду параметров, основными из которых являются: участие в круговороте веществ, трансформации энергии и передаче информации, в продуцировании биомассы, сохранении разнообразия биоты, в обеспечении внутри- и межсистемных связей и взаимодействий, составляющих основу гомеостаза экосистемы как целого. Велика роль этих связей и взаимодействий и в обеспечении жизнеспособности самой популяции. Весьма показателен в этом плане пример с сокращением численности камышовой жабы в Великобритании в связи с изменением предпочитаемых видом биотопов в ходе сукцессионных процессов и в результате антропогенного загрязнения нерестовых водоемов (Denton et al., 1997). Характерно, что в экстремальных условиях, обусловленных стрессующим воздействием антропогенных факторов, в природных популяциях часто происходят однонаправленные неспецифические изменения многих популяционных характеристик (Емельянова, 1994).

В результате определения популяции как элементарной формы существования вида и изучения ее генетической и экологической структур, а также эволюционных внутривидовых преобразований был установлен особый класс адаптации - особенности организации

популяції, полезны не только отдельному организму, но и виду в целом (Георгиевский, 1984). Такие особенности К.М. Завадский (1961) назвал видовыми адаптациями. Их общую характеристику удачно отражает известное выражение: «целое больше суммы его частей», означающее, что этот тип адаптации - не простая сумма приспособлений отдельных особей, а новое качество, имеющее надорганизменное содержание.

Любая популяция существует как бы в своем времени и пространстве, поэтому при проведении популяционного мониторинга в той или иной экосистеме важно определить пространственно-временной масштаб наблюдений, исходя прежде всего из биологических особенностей изучаемого вида, то есть при слежении за популяциями разных видов используется разная периодичность во взятии проб, которые отбираются в определенных биотопах, отличающихся не только спецификой экологических условий, но и размерами. В связи с различиями в размерах территорий, занимаемых популяциями разных видов, возникает проблема оценки репрезентативности особо охраняемых территорий.

Некоторая неопределенность в трактовке понятия «популяция» предполагает в большинстве случаев достаточно произвольное определение границ популяции. Неравномерность распределения природных ресурсов на территории, занимаемой той или иной популяцией, определяет диффузное пространственное распределение составляющих ее особей в пределах популяционного ареала. По этой причине очертить непрерывным контуром периферию популяции чаще всего не представляется возможным. В решении вопроса о размерах популяции и ее границах, на наш взгляд, наиболее перспективен ландшафтно-экологический подход, предложенный Н.П. Наумовым (1963), который выделяет элементарные (локальные), экологические и географические популяции. Согласно взглядам этого автора, *локальная популяция* - это совокупность особей вида, которые населяют небольшие участки однородной площади (объема) в границах соответствующего биогеоценоза; *экологическая популяция* представляет собой совокупность локальных популяций, которые приурочены к конкретному биогеоценозу; *географическая популяция* - совокупность экологических популяций, которые населяют значительную территорию (акваторию) с географически однородными условиями среды.

В заключение следует отметить, что по мере интенсификации использования биологических ресурсов планеты и усиления антропогенного пресса на живую природу популяционный мониторинг при изучении природных экосистем становится все более необходимым элементом экологических исследований, прежде всего для понимания сути механизмов, обеспечивающих устойчивость биоценозов и сохранение биоразнообразия в экосистемах разного типа. Особое значение приобретает использование популяционного мониторинга при возрастающем антропогенном воздействии на природные экосистемы, так как биоценозы реагируют на изменения факторов среды (в том числе и антропогенных) не мгновенно, а по мере накопления дозовых нагрузок (Мовчан, Семичаевский, 1991). Поэтому реакция биоты на действие абиотических (в т.ч. антропогенных) факторов будет проявляться в первую очередь через реагирование видовых популяций.

Мониторинговые исследования природных популяций особенно актуальны по отношению к эксплуатируемым видам живых организмов, поскольку грамотное, научно обоснованное управление популяциями в этом случае является залогом не только их успешной эксплуатации, но и сохранения живой природы (т.е. сохранения биоразнообразия). Альтернативы популяционному управлению, особенно эксплуатируемых видов, в настоящее время не существует (Яблоков, 1987).

УДК 599 (477)

Загороднюк І. В

Лабораторія екології тварин, Луганський національний педагогічний університет, вул. Оборонна, 2, м. Луганськ, 91011, Україна. E-mail: zoozag@mail.ru

КРИТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ФАУНИ ССАВЦІВ СТЕПОВОЇ ЗОНИ СХІДНОЇ ЄВРОПИ

Оцінки видового різноманіття фауни значною мірою залежать від змін наших поглядів на систематику і поширення тварин. На фоні інтенсивних процесів скорочення меж ареалів колись звичайних видів і зникнення частини видів зі складу регіональних фаун відбуваються і зворотні процеси, що впливають на оцінки різноманіття (Полищук, 2003; Кондратенко, Загороднюк, 2006). Серед них вирізняються два: 1) поява нових для регіону видів внаслідок їхнього розселення із суміжних територій, 2) «поява» нових видів внаслідок зміни поглядів на систематику тварин (Загороднюк, 2006). В останньому випадку найчастіше зміни пов'язані з виявленням у складі групи видів-двійників та інших проявів критичного різноманіття фауни. Окрім формальних змін у списках регіональної фауни, це суттєво впливає на розуміння усього комплексу суміжних проблем, серед яких найголовнішими є три: 1) аналіз фактичних змін складу фауни і динаміки ареалів, 2) аналіз екоморфологічних ознак видів та географічних змін цих ознак, 3) оцінка показників різноманіття фауни та визначення екологічних і систематичних груп, за рахунок яких відбуваються найбільші зміни фауни.

Для прикладу розглянемо кілька типових ситуацій, які останнім часом помітно змінили наші уявлення про склад, динаміку і проблеми охорони степових видів ссавців, у тім числі видів зі степового фауністичного ядра (Загороднюк, 1999). Добір прикладів визначався належністю двійникових груп до різних родин. Всі згадані далі види раніше розглядалися у складі «великих» політипних видів і, відповідно, аналіз складу і динаміки фауни проводили без врахування цього прихованого різноманіття (Кучерук, 1950; Сокур, 1961; Формозов, 1962; Кириков, 1983). Більшість змін стосується мікротеріофауни, у тім числі кажанів, комахоїдних і мишовидних гризунів. Докладніше ареали видів-двійників ссавців нашої фауни описано у спеціальній праці автора (Загороднюк, 2005).

Вухані (*Plecotus*) довгий час розглядалися як єдиний вид *Plecotus auritus*. проте > протягом останніх років більшість зразків з приморських степів перевизначено як належних до іншого виду - вуханя австрійського (*P. austriacus*) (Zagorodnyuk, 2001). Особливості поширення та екології останнього дозволяють говорити про його інвазію з регіону Середземномор'я на лоні виразної синантропії виду, що може бути свідченням зміни фауни шляхом поступового заміщення рідкісного місцевого виду адвентивним синантропом.

Ховрахи (*Spermophilus*) степової зони ще на початку ХХ ст. найчастіше розглядалися як єдиний політипний вид «*Citellus suslicus*», з якого згодом виокремили ховраха сірого (*S. pygmaeus*), а нещодавно - ховраха подільського (*S. odessanus*). Біогеографічний аналіз ! засвідчує, що межі поширення ховрахів визначаються річковими долинами, і найголовнішою біогеографічною координатою для них є Дніпро. Тобто, порівняння екології і популяційних особливостей лівобережних і правобережних рябих ховрахів по суті будуть міжвидовими (Загороднюк, 2002). Варто також відзначити той факт, що стан популяцій і потреби охорони *S. suslicus* та *S. odessanus* є різними, і перший з них є більш вразливим.

Мишівки (*Sicista*) степової зони довгий час розглядалися як представники єдиного політипного виду *Sicista subtilis*. Наразі в тих самих біогеографічних межах визнають три види, у тім числі власне мишівку темну (*S. severtzovi*), мишівку степову (*S. subtilis*) і мишівку донську (*S. strandi*), що мають складну систему біогеографічних і екоморфологічних взаємин (симпатрія виявлена лише для крайніх варіантів екоморфологічної та цитогенетичної диференціації цієї групи: *S. severtzovi* та *S. strandi*) (Загороднюк, 2007). Серед іншого важливим є те, що охоронний статус «нових» видів, очевидно, має бути ще вищим, ніж { статус *Sicista subtilis*, внесеного до «Червоної книги України» (1994).

Нориці (*Microtus*) є найбільш багатую за видовим складом групою європейських ссавців, широко представленою у фауні степової зони групою *Microtus* «*arvalis*» (включаючи *M. socialis*). Попри надзвичайну морфологічну одноманітність «звичайних» нориць у складі цієї групи тільки в межах східноєвропейської фауни описано три види-двійники, при тому всі вони поширені у степовій зоні: *M. levis*, *M. obscurus* та *M. arvalis*. Найбільш широко у степовій зоні виявився поширеним перший з них, а два інші є менш звичайними і при тому алопатричними один щодо одного: *M. obscurus* відомий зі східних степів, натомість *M. arvalis* у степовій зоні відомий тільки на захід від Дніпра (Загороднюк, 2007а).

Мишаки (*Sylvaemus*) довгий час вважалися єдиним політипним видом, з якого лише на початку ХХ ст. виокремлено як «вид-двійник» мишака жовтогрудого, проте впродовж останніх двох десятиліть ревізія цієї групи показала наявність низки двійників у межах групи «лісових мишей». Серед інших результатів варто відзначити відсутність у фауні степу виду *S. sylvaticus*, якого тут заміщують два інші види - симпатричний з ним за межами степової зони мишак уральський (*S. uralensis*) та вікарний щодо *S. sylvaticus* (s. str.) вид - мишак степовий, *S. falzfeini* (назва неусталена) (Загороднюк та ін., 1997).

Загальний огляд двійників. При описі та аналізі степової теріофауни види-двійники складають значну частку «недооблікованого» різноманіття. Якщо в одних випадках списки регіональної (а тим паче будь-якої локальної) фауни потребують лише відповідної формальної зміни видових назв, то в інших - докладного аналізу складу двійникових комплексів. Прикладом змін першого типу у відношенні до степової теріофауни України є заміна колишніх видових назв (надвидів у сучасному розумінні) на назви нових «малих» видів або, навпаки, збереження назв надвидів за відповідними номінативними підвидами.

Зокрема, по всій степовій зоні на північ від Понто-Азову мешкає їжак виду *Eginaceus concolor* (а не *E. europaes*, як уважали раніше), всі «лісові мишівки» (колишні *Sicista betulina*) зі східних степів регіону мають відноситися до виду *S. strandi*, сліпаки з регіону Чорноморського біосферного заповідника належать до виду *Spalax agenagiu*, а не є підвидом *S. podolicus* (= *zemni*), як це до останнього вважала автор форми «*agenagiu*» Є. Решетник, в асканійському степу мешкає саме нориця виду *Microtus levis*, а не *M. arvalis*, а у Хомутовському, Провальському і Стрілецькому степах та у «Кам'яних Могилах» мешкають тільки мишаки уральські (*Sylvaemus uralensis*), а зовсім не «лісові» (*S. sylvaticus*).

Проте такі прості формальні зміни назв можливі не завжди. Зокрема, по всій степовій зоні «хатні миші» (надвид *Mus* «*musculus*»), представлені двома широко симпатричними видами-двійниками - аборигенним *Mm spicilegus* та адвентивним *M. musculus*. Ще складніша ситуація з надвидом *Sylvaemus* «*sylvaticus*»: всі три відомі зі Східної Європи види-двійники формують у степовій зоні складний комплекс частково симпатричних видів, просторові взаємини яких відомі лише у масштабі всього регіону і мають бути уточнені при кожному дослідженні локальних фаун. Те саме повною мірою стосується і «звичайних» нориць (група *Microtus* «*arvalis*»), тим паче, що останнім часом для східних степів України, звідки дотепер вказували лише *M. levis*, описано також знахідки *M. obscurus* (Загороднюк, 2007а).

Види-двійники у складі степової теріофауни регіону за підсумками проведеної автором та його колегами ревізії видового складу ссавців на цей час такі:

- «їжак звичайний» — *Erinaceus concolor* (не *E. europaes*),
- «нічниця вусата» — *Myotis mystacmus* (s. str.) + *M. aurascens*,
- «вухань звичайний» — *Plecotus auritus* (s. str.) + *P. amriacm*,
- «сарна звичайна» — *Capreolus capreolus* (s. str.) (не *C. pygargus*),
- «ховрах рябий» — *Spermophilus suslicm* (s. str.) + *S. odessanus*,
- «мишівка лісова» — *Sicista strandi* (не *S. betulina* (s. str.)),
- «мишівка степова» — *Sicista subtilis* (s. str.) + *S. severtzovi*,
- «сліпак звичайний» — *Spalax microphthalmm* (s. str.) + *S. zemni* + *S. arenarius*,
- «нориця звичайна» — *Microtus arvalis* (s. str.) + *M. obscurus* + *M. levis*,
- «миша хатня» — *Mus musculus* (s. str.) + *M. spicilegus*,
- «мишак лісовий» — *Sylvaemus sylvaticus* (s. str.) + *S. falzfeini* + *S. uralensis*.

Певний рівень «двійниковості» зберігається також для таких пар видів, яких нерідко (і навіть доволі часто) плутають, як про це свідчить авторський досвід перевизначення робочих колекцій колег і колекційних фондів зоологічних музеїв:

«*Pipistrellus pipistrellus*» нерідко плутають з *P. nathusii* (часто не розрізняють),
 «*Vulpes corsac*» нерідко плутають з *V. vulpes* (при обліках часто не розрізняють),
 «*Mustela lutreola*» нерідко плутають з *M. vison* (при обліках часто не розрізняють),
 «*Microtus subterranean*» нерідко плутають з *M. «arvalis»* (s. 1.) (у степу відсутній?),
 «*Rattus rattus*» нерідко плутають з меланістами *R. norvegicus* (у степу відсутній),
 «*Sylvaemus tauricus*» нерідко плутають з *S. sylvaticus* та *S. fahfeini* (проникає у степ).

Звертаю увагу на ці два списки двійників, оскільки від помилок ніхто не застрахований, а описи регіональних фаун нерідко зводять до однієї з крайнощів:

- до переліку «класичних» видів, які відносно давно визнані складеними з двійників,
- до пошуку (і вказівок) видів, у яких сам автор регіональних описів не впевнений,
- до переліку фактично надвидів, номінативні форми яких в регіоні напевно відсутні.

Все це повною мірою стосується як власне видів-двійників, відмінності яких найкраще перевіряти використанням генетичних маркерів (напр., «степові» мишівки, «лісові» мишаки і «звичайні» нориці), так і колишніх двійників, надійна діагностика яких за морфологічними ознаками є нескладною при наявності краніологічного матеріалу (напр., «звичайні» вухані, «вусаті» нічниці та «хатні» миші), а також останнього переліку, що включає види, проблеми з діагностикою яких виникають найчастіше при «поверхневих» визначеннях або при розгляді ювенільних або напівдорослих особин (весь останній перелік).

Отже, зведений перелік проблемних груп складає 17 двійникових пар, що становить до 25 % місцевої теріофауни. З одного боку, це вимагає перегляду оцінок різноманіття кожної локальної фауни, утім числі її аборигенної складової, яка, власне, і потребує охорони. З іншого боку, категорії охорони більшості «малих» видів мають бути визначені за суворішими критеріями, ніж відповідні категорії охорони колишніх політипних видів.

Загороднюк І. В. Степове фауністичне ядро Східної Європи: його структура та перспективи збереження // Доповіді НАН України. - 1999. - № 5. - С. 203-210. Загороднюк І. В. Транзитивные таксономические системы и их структура у сусликов (*Spermophilus*) // Доповіді

НАН України. - 2002. - № 9. - С. 185-191. Загороднюк І. Біогеографія критичних видів ссавців Східної Європи // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. - 2005. - Вил. 17. - С. 5-27. Загороднюк І. Ссавці східних областей України: склад та історичні зміни фауни // Теріофауна сходу України. -

Луганськ, 2006. - С. 216-259. Загороднюк І. Узгоджена генетична, біогеографічна та морфологічна диференціація у еволюційно молодих

видів: аналіз групи *Microtus «arvalis»* // Доповіді НАН України. - 2007а. - № 3. - С. 175-181. Загороднюк

І. Аловиди гризунів групи *Sicista «betulina»*: просторові взаємини видів з огляду на концепцію лімітуючої схожості // Вісник Дніпропетр. університету. Біологія, Екологія. - 2007б. - № 1. - (у друці).

Загороднюк І. В., Босескоров Г. Г., Зыков А. Е. Изменчивость и таксономический статус степных форм мышей рода *Sylvaemus* // Вестник зоологии. - 1997. - Т. 31, № 5-6. - С. 37-56.

Кириков С. В. Человек и природа степной зоны. Конец X - середина XIX в. - М.: Наука, 1983. - 126 с.

Кондратенко О., Загороднюк І. Зональні фауністичні угруповання дрібних ссавців східної України та їх історичні зміни // Теріофауна сходу України. - Луганськ, 2006. - С. 167-173. Кучерук В. В. Степной фауністический комплекс млекопитающих и его место в фауне Палеарктики //

География населения наземных животных и методы его изучения. - М.: АН СССР, 1959. - С. 46-87.

Полищук И. К. Изменения в териофауне заповедника «Аскания-Нова» за 100-летний период // Теріофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества). - М., 2003. - С. 271. Сокур І.

Т. Историчні зміни та використання фауни ссавців України. - Київ: Вид-во АН УРСР, 1961. - 84 с. Формозов А. Н. Изменения природных условий степного юга европейской части СССР за последние сто лет в

некоторые черты современной фауны степей // Исследования географии природных ресурсов животного и растительного мира. - М.: Наука, 1962. - С. 114-161. Zagorodniuk I. Species of the genus *Plecotus* in the

Crimea and neighbouring areas in the Northern Black Sea Region//

Proceedings of the УІП* ERBS. — Krakow: PLATAN Publ. House, 2001. - Vol. 2. - P. 159-173.

УДК 599

Зайка С.В., Цема В.Г.

Луганський національний педагогічний університет ім. Тараса Шевченка, ул. Оборонна, 2, г. Луганськ, 91011, Україна. E-mail: zoozag@ukr.net

ИСКУССТВЕННОЕ РАССЕЛЕНИЕ БАЙБАКА В СВАТОВСКОМ ЛЕСОХОТХОЗЯЙСТВЕ НА ЛУГАНЩИНЕ

Сурок степной (*Marmota bobak*) является одним из наиболее крупных и наиболее уязвимых видов грызунов фауны восточной части Украины, единственный представитель своего рода в нашей фауне (Токарский, 1997). На Луганщине, по охотничьей статистике, численность за последние 10 лет снизилась вдвое - с 48,3 до 24,5 тыс. особей (Загороднюк, 2006). В исторические времена этот вид исчез из многих известных прежде местонахождений, преимущественно вследствие прямого истребления человеком и вследствие изменения степных ландшафтов (Токарский, 2004). Однако, уже к концу XX столетия, благодаря системе мероприятий по реинтродукции этого вида грызунов начали формироваться новые поселения. Вид стал встречаться не только на заповедных территориях (Боровик, 2006), но и в местах, где долгие годы отсутствовал. Одно из таких поселений возникло и в Сватовском районе Луганской области, чему и посвящено это сообщение.

Характеристика района исследований. Сватовский район расположен на северо-западе Луганской области. На территории района имеется Сватовское лесничество, которое прежде относилось к Старобельскому Лесхоззагу. С 1997 г. на базе Сватовского лесничества создано государственное Лесохозяйство, которое подчиняется ГЛЮ «Лугансклес». Штат организации составляет 10 егерей и 2 охотоведа (ведущий охотовед и охотовед-инспектор). Лесничество поделено на 10 охотничьих обходов. В районе обитают кабан, олень благородный, косуля, лисица красная, заяц-русак, енотовидная собака, барсук, волк, американская норка, бобр, куница лесная, сурок-байбак, хори и другие виды крупных млекопитающих из группы «охотничьих» видов. Общая площадь района - 173929 га, площадь охотничьих угодий - 141208 га, из них лесные - 10656 га, полевые - 128273 га, водно-болотные - 2279 га.

Формирование колоний. Сурка-байбака в исторический период на территории Сватовского района не было, по крайней мере, его не помнят старожилы, и старые бутаны нам не известны. Сурок-байбак завезен в район искусственно. Его переселением занимался ведущий охотовед Сватовского лесничества Цема Виктор Григорьевич. Отлов зверьков производили в Беловодеком районе методом залива нор водой из пожарных машин. Мероприятия по реинтродукции байбаков проводили дважды с выпуском животных в два разных местообитания.

Поселение «Дуванка». В 1987 г. отловлено 26 пар, 25 из них были успешно доставлены в место интродукции. Байбака выпустили в окрестностях села Верхняя Дуванка. В настоящее время он расселился до окрестностей села Нижняя Дуванка. Колония является компактной - на территории 2 га располагаются около 50 нор, и занимает восточную экспозицию склона балки. Почвы на территории поселения - черноземы с преобладанием выходов мела на дневную поверхность. В прошлом здесь происходил активный выпас скота, но с распадом «Союза» выпасать стало некого. Растительность травянистая, не высокая.

Поселение «Змеевка». В 1999 г. в том же Беловодском районе было отловлено еще 8 пар зверьков, которых выпустили в окрестностях поселка Сосновый. К 2006 г. эта колония сурков-байбаков мигрировала к селу Змеевка, в трех км от пос. Сосновый. Здесь сформировалось новое поселение на меловом склоне балки. Оно занимает небольшую территорию - около 40 нор на протяжении 200 м. Преобладает невысокая травянистая растительность. Склон балки западный.

Перспективы дальнейшего существования колоний. Можно полагать, что процесс реинтродукции вида в районе прошел успешно и в настоящее время оба поселения являются стабильными. Сурки успешно прижились, о чем свидетельствует устойчивый рост их численности. В 1996 г. было учтено 30 зверьков, в 1998 - 68, в 1999 - 72. Известны случаи

браконьерской охоты на сурков, что, однако, не оказало существенного влияния на состояние новообразованной популяции.

Благодарности. Выражаем искреннюю благодарность И.В. Загороднюку за идею и помощь в оформлении статьи.

Боровик Е. Динамика численности сурка (*Marmota bobac* Muller, 1776) на территории заповедника «Стрельцовская степь» // Фауна в антропогенном середовищі. - Луганськ, 2006. - С. 212-216.

Загороднюк І. Савці східних областей України: склад та історичні зміни фауни // Теріофауна сходу України. - Луганськ, 2006. - С. 216-259.

Токарський В.А. Байбак и другие виды рода сурки. - Харьков, 1997. - 304 с. *Токарський В.А.* Историческое изменение ареала и численности степного сурка (*Marmota bobak* Mull. 1776.) в

Украине // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «Биология, химия». - Симферополь, 2004. - Т.17 (56), № 2. - С. 173-185.

УДК: 502.3

Казачков Г.В, Левыкин С.В.

Институт степи УрО РАН, ул. Пионерская, 11, г. Оренбург, 460000, Россия. E-mail: orensteppe@mail.ru

ПРИНЦИПЫ ИНВЕСТИРОВАНИЯ В ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ РЕСТАВРАЦИЮ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Во всех передовых в аграрном отношении странах, в той или иной форме, существует государственная поддержка собственного аграрного производства. В странах СНГ, ведущих сельское хозяйство в степной зоне, с советского времени и по сей день эта поддержка производится путём прямого государственного дотирования. При многократном снижении размеров, принципы дотирования существенно не изменились. Одной из основных причин кризиса постсоветского сельского хозяйства в степной зоне является ничем не сдерживаемая земледельческая экспансия, особенно на периферию степной зоны. Получив в сферу своего влияния колоссальные массивы пахотных угодий, советская аграрная система так и не смогла ни полноценно удовлетворить потребность страны в продовольствии, ни сохранить почвенные ресурсы и ландшафтно-биологическое разнообразие степей. Непомерные объёмы пашни провоцируют экологическое неблагополучие в степной зоне и сдерживают повышение эффективности земледелия.

Непосредственный землепользователь был постепенно превращён в хозяйственного несамостоятельного просителя дотаций, фактически обречённого вести почвозатратное земледелие. Распад СССР практически ничего не изменил. Например, в России во многих сферах уже устоялись рыночные отношения, но АПК принимает их с трудом и откатами назад. Вопросы агроэкологии остаются вне стратегических приоритетов - и это после «зелёной волны» 1990-х годов. Различные природоохранные структуры, в том числе поддерживаемые международными фондами-донорами, так и не добились оптимизации степного землепользования. Не выполнены основные условия оптимизации степного землепользования: сохранение и реставрация минимума зональных степных эталонов (10%); интенсификация землепользования с выходом на рубежи биопотенциальной урожайности; переход земледелия на почвосберегающие технологии; обоснованная трансформация малопродуктивных угодий. В последние годы, по мере экономического роста и увеличения бюджетных ассигнований, наметилась тенденция к реставрации прежних принципов поддержки АПК, сводящих к минимуму шансы на восстановление биоразнообразия степей.

В новой ситуации появления значительных государственных средств, выделяемых на поддержку АПК, мы предлагаем принципиальную схему финансовой поддержки земледелия, при которой у сельского товаропроизводителя появляется экономический стимул обрабатывать лучшие угодья с максимальной эффективностью и реставрировать часть степных экосистем на своих землях. Иными словами, вместо безнадёжного кредитования предлагается оплачивать его природоохранную деятельность на благо будущих поколений и

его собственной адаптации к рыночным условиям. Основная идея наших предложений заключается в том, чтобы превратить существующие дотации в агроэкологические инвестиции, основная задача которых состоит в формировании в хозяйстве заработанного им самим оборотного капитала.

В первую очередь, государственные дотации в АПК следует направить на проведение эколого-экономического мониторинга земельных ресурсов. Задача состоит прежде всего в определении потенциальных возможностей угодий при различном использовании. В результате исследований, проводившихся нами в Оренбургской области, установлено, что условием рентабельности зернового хозяйства является почвенно-экологический индекс (ПЭИ) угодий от 16 до 26. Угодий, удовлетворяющих этому условию, в хозяйствах области порядка 70% от современной официальной пашни. Исходя из опыта наших исследований и изложенных выше позиций, мы предлагаем разделить официальную пашню на две принципиально разные категории. Первая категория (далее «Э») - эталонная пашня на местностях плакорных типов. Таких угодий в области не более 3,5 млн. га. Вторая категория (далее «В») - земли, ведение зернового хозяйства на которых лежит на грани экономической рентабельности или ниже её. Таких земель в области около 2 млн. га. Эти земли в значительно большей, по сравнению с землями категории «Э», степени предрасположены к разного рода эрозии. Такое разделение является обязательным условием оптимизации степного землепользования.

Безусловно, при разделении пахотных угодий на категории «Э» и «В» необходимо учесть чисто технологические нюансы ведения зернового хозяйства. Очевидно, что неоправданно дорого и технологически бесперспективно вырезать на полях контуры неправильной формы. Поэтому мы считаем возможным вырезать из полей низкопродуктивные контуры там, где это экономически оправдано, и трансформировать (или не трансформировать) поля в уже существующих контурах по среднему ПЭИ.

Средства, выделяемые на поддержку АПК, предлагаем использовать в том числе для оплаты восстановления степных экосистем на пашне категории «Э». Предлагаем осуществлять такую оплату следующим образом. Землепользователь за счёт государственных средств выделяет в натуре 10% своих угодий категории «Э» с соблюдением следующих условий. Это должен быть единый компактный массив, по возможности соединённый с аналогичными участками соседних землепользователей экологическими коридорами. Выделенные угодья объявляются участками неподвижного моратория (далее НМ). Государство выкупает право использования НМ в земледельческих целях, единожды компенсирует все затраты на фитомелиорацию этого участка и ежегодно выплачивает землепользователю сумму, эквивалентную рентабельности НМ в случае ведения на нём зернового хозяйства при биопотенциальной урожайности. По нашим оценкам, в Оренбургской области неподвижным мораторием может быть охвачено около 300000 га. Исходя из затрат на фитомелиорацию приблизительно 1000 руб./га, экологическая реставрация этой площади будет стоить 300 млн. руб. Ежегодные выплаты по вышеупомянутому принципу составят от 150 до 250 млн. руб.

На угодьях категории «В» землепользователю предлагается выделять область подвижного моратория (ОПМ) - 30% угодий категории «В». ОПМ должен состоять из участка подвижного моратория (ПМ), который разрешено перемещать в пределах ОПМ, и переходящего пространства (ПП) (пашня) - участка в пределах ОПМ, не попавшего в ПМ. Площадь ПМ должна быть не менее 67% ОПМ. Именно при таком проценте (в силу законов математики) треть ОПМ всегда будет в пределах ПМ, как бы он ни перемещался по ОПМ. Учитывая низкую потенциально продуктивность этих угодий, государство оплачивает лишь затраты на фитомелиорацию ПМ. Таким образом, в Оренбургской области ПМ охватит порядка 400000 га, затраты на их фитомелиорацию составят 400 млн. руб. Мы рассматриваем ПМ как основную кормовую базу для развития адаптивного степного животноводства. В принципе, мы не отрицаем возможность компенсационных выплат за непахатное использование этого участка, но в рамках дотаций в адаптивное степное животноводство.

Как уже отмечалось, в России основным источником финансирования оптимизации степного землепользования будут государственные средства, выделяемые на поддержку АПК в рамках национальных проектов. При этом (теоретически) немаловажным источником могут быть средства, полученные на рынке карбоновых квот по Киотскому протоколу (от 10 до 50 у.е./т (CO₂) (фактически - 10 до 50 у.е. на 1 га НМ или ПМ).

На наш взгляд, эффективным механизмом оптимизации землепользования может стать страхование посевов по изложенным далее принципам. Разумеется, введению страхования посевов по предлагаемым ниже принципам даже в масштабах одной области или района должны предшествовать детальная разработка всей системы страхования и её опробование.

1. Необходим свободный доступ страховых компаний на появившийся рынок страхования посевов, но при этом, область должна предложить государственное страхование на своих условиях, не ставя перед собой целью извлечение прибыли из государственного страхования, но ставя перед собой цель содействовать переходу земледелия с худших земель на лучшие с повышением эффективности сельскохозяйственного производства.

2. Сельский товаропроизводитель должен вносить страховой взнос после уборки урожая и по истечении некоторого времени на продажу выращенной продукции.

3. Страховые выплаты производятся по факту гибели посевов или урожайности менее нормы высева.

4. Договор государственного страхования заключается на основе нефиксированного размера страхового взноса, лежащего в фиксированных рамках. Рамки страхового взноса для угодий категорий «Э» и «В» следует установить отдельно с таким расчётом, чтобы при прочих равных условиях взнос за посев на угодьях категории «Э» был ниже, чем на посевах категории «В». С момента заключения договора государственный страхователь осуществляет мониторинг ведения сельскохозяйственного производства за свой счёт на добровольной основе. По итогам мониторинга перед уборкой урожая устанавливается размер страхового взноса. Взнос должен быть тем меньше, чем качественнее ведётся земледелие и осуществляются меры по поддержанию почвенного плодородия. В случае отказа землепользователя от мониторинга следует предусмотреть максимальный размер страхового взноса. Мониторинг должен проводиться специалистами в области выращивания страхуемых культур, прозрачно и по объективным признакам.

5. Страховые выплаты следует привести в положительную зависимость от средней урожайности в хозяйстве за последние пять лет, а также от урожайности ближайшего к моменту наступления страхового случая года, когда договор государственного страхования действовал, но страховых выплат не производилось. При этом годы, отстоящие от момента наступления страхового случая далее чем на пять лет, не должны приниматься во внимание.

Безусловно, все внесённые нами предложения являются не более чем элементами принципиальной схемы государственных мер поддержки АПК в сочетании с государственными мерами по оптимизации степного землепользования. Для каждой области необходима детальная разработка всей системы с привлечением специалистов в самых разных областях: агрономии, юриспруденции, степеведения, почвоведения, экономики и др. Качественная разработка системы государственных мер возможна только в том случае, если на всех её этапах будет существовать возможность ведения открытой научной дискуссии. Сведение ошибок к безопасному минимуму невозможно без максимально широкого обсуждения.

УДК 581.55: 502.72

Калмыкова О.Г.

Институт степи УрО РАН, ул. Пионерская, г. Оренбург, 11, 460000, Россия. E-mail: o.k.81@list.ru

РОЛЬ ФЛЮВИАЛЬНОГО РЕЛЬЕФА В ФОРМИРОВАНИИ РАЗНООБРАЗИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА «БУРТИНСКОЙ СТЕПИ» (ГОСЗАПОВЕДНИК «ОРЕНБУРГСКИЙ», РОССИЯ)

«Буртинская степь» - один из участков Госзаповедника «Оренбургский». Общая площадь кластера 4500 га. Он расположен в центральной части Оренбургской области в 25 км к юго-востоку от районного центра Беляевка и в 15 км к югу от п. Бурлыкский. Крайняя северная точка участка имеет координаты $51^{\circ}15'59''$ с.ш. и $56^{\circ}41'45''$ в.д., крайняя южная - $51^{\circ}10'30''$ еж; $56^{\circ}44'01''$ в.д., западная - $51^{\circ}14'25''$ с.ш.; $56^{\circ}38'36''$ в.д., восточная - $51^{\circ}13'25''$ с.ш.; $56^{\circ}45'33''$ в.д.

«Буртинская степь» находится в полосе сочленения Восточноевропейской равнины и Уральской складчатой страны, в восточной части Предуральского краевого прогиба (Степной заповедник..., 1996).

Современный денудационный холмисто-увалистый рельеф территории участка начал формироваться еще в донеогеновое время на месте бывшей аккумулятивной равнины (Летопись природы..., 1993). Плато Муылды является главной водораздельной формой рельефа на участке, с него берут начало балки Кулинсай, Таволгосай, Кызылсай и Белоглинка. Абсолютные отметки в пределах «Буртинской степи» колеблются от 420,9 до 230 м (Степной заповедник..., 1996).

В растительном покрове преобладают сообщества залесскоковыльной формации (*Stipeta zaleskii*), заметное участие принимают фитоценозы формации *Helictotricheta desertomm*, довольно обычны сообщества, относящиеся к ковылковой (*Stipeta lessingiana*) и степномятликовой (*Poeta transbaicalica*) формациям, а также галофитные варианты степных сообществ. В местах выходов грунтовых вод и у ручьев развиты луга и черноольшанники.

В формировании разнообразия растительного покрова большую роль играют фитоценозы, формирующиеся в понижениях рельефа - логах, ложбинах, лощинах, балках, оврагах, развитие которых обусловлено флювиальными процессами (Старков, Тюлькова, 2004).

Характер растительного покрова отрицательных форм рельефа зависит от их глубины и ширины, которые в свою очередь определяются особенностями орографии участка в целом.

На равнине юго-западнее стационара обычны неглубокие и часто довольно широкие лога. Они заняты сообществами, подобными окружающим их степным, но с увеличением обилия и разнообразия разнотравья. Нередко в логах очень обильна *Artemisia pontica*, при этом с несколько меньшим обилием в состав фитоценозов входит *Galium ruthenicum*, рассеяно встречаются *Galatella rossica*, *Chartolepis intermedia*, *Inula aspera*. В понижениях с засоленной почвой доминирует *Galatella rossica*, менее обильна *Glycyrrhiza korshinskyi*.

На равнине между плато Муылды и хребтом Ю. Кармен в плоских, неглубоких логах либо увеличивается обилие *Poa transbaicalica* с одновременным увеличением разнообразия (за счет добавления ряда более мезофитных видов: *Vicia cracca*, *Inula hirta*, *Pulsatilla patens*, *Amoria montana*, *Trommsdorfia maculata*, *Centaurea scabiosa*, *Phleum phleoides* и др.) и обилия разнотравья, либо в составе сообществ появляются кустарники (в основном *Spiraea crenata*, а в более глубоких логах *Chamaecytisus ruthenicus*). Однако в сообществах продолжают присутствовать (и некоторые даже доминировать) степные виды: *Stipa zaleskii*, *Poa transbaicalica*, *Thymus marschallianus*, *Galium ruthenicum*, *Helictotrichon desertorum*, *Achillea nobilis*, *Potentilla humifusa*, *Gypsophila paniculata* и другие. Как и юго-западнее стационара, растительность логов с засоленными почвами образована фитоценозами с доминированием *Galatella rossica* (иногда с *Glycyrrhiza korshinskyi*), вниз по логу сменяющимися галофитностепными сообществами.

В более глубоких понижениях рельефа - ложбинах и лощинах - растительный покров представлен зарослями кустарников. Последние нередко распространяются и на склоны, образуя кустарниковую степь.

Таким образом, отрицательные формы рельефа на этой равнине характеризуются произрастанием в них более мезофитных вариантов степей (иногда олуговевпгих степей), кустарниковых степей или зарослей кустарников.

Балки и лощины хребта Ю. Кармен в большинстве своем довольно глубокие, длинные и узкие. Они заняты сообществами с более мезофитными видами трав и кустарниками (*Cerasus fruticosa*, *Spiraea crenata* и др.).

От плато Муюлды в различных направлениях спускаются балки с древесной (осиновые и березово-осиновые колки), а в верхней и нижней части иногда и с луговой растительностью, часто с сообществами с обильно представленным подростом *Populus tremula*.

У восточной границы «Буртинской степи» находится довольно протяженная балка Кызылсай с пересыхающим водотоком. В верховьях её склоны задернованы, нередко закустарены. Местами встречаются осинники.

Весной в понижениях на всей территории «Буртинской степи» обильно цветут *Ficaria verna*, *Fritillaria meleagroides*, *F. ruthenica*, *Ranunculus polyrhizus*, *Ranunculus pedatus*, *R. sceleratus*. Местами очень обильна *Hierochloa odorata*, встречается *Gladiolus imbricatus*.

Летопись природы Госзаповедника «Оренбургский» за 1992 г. - Книга 1, - Оренбург, 1993. - 225 с.

Старков В.Д., Тюлькова Л.А. Геология и геоморфология. - Тюмень, 2004. - 384 с.

Степной заповедник «Оренбургский»: Физико-географическая и экологическая характеристика. - Екатеринбург, 1996.-167 с.

УДК 581.9 (477.72+477.64)

Коломійчук В.П.

Кафедра ботаніки, Мелітопольський державний педагогічний університет, вул. Леніна, 20, м. Мелітополь, Запорізька обл., 72312, Україна. E-mail: kolomiy@mpu.melitopol.net

КЛЮЧОВІ БОТАНІЧНІ ТЕРИТОРІЇ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИАЗОВ'Я ТА ПРИСИВАШШЯ

Проект ключових ботанічних територій (КБТ) був створений у 1995 р. на 1-й конференції *Planta Eurora* у м. Гієрі (Франція). Він мав за мету виявлення і збереження найбільш важливих ділянок та місцезростань дикорослих рослин в Європі (Андерсен, 2003).

При виборі і створенні КБТ, як в Європі, так і в Україні слід характеризувати території істотного ботанічного значення. Вони повинні відповідати певним принципам: відбір КБТ повинен бути обґрунтованим; у відібраних ділянках повинні бути присутні види і місцезростання, які відповідають критеріям А, В, С; території повинні бути важливими для збереження різноманіття не тільки рослин, а й інших організмів, або мати значення для попередження ізоляції популяцій, тобто виступати як ключові ділянки екомережі у регіоні; ділянки повинні бути природними або напівприродними тощо (Андерсен, 2003). Такі території є у Північно-західному Приазов'ї та Присивашші.

Згідно фізико-географічного районування, Північно-західне Приазов'я та Присивашшя знаходяться у Присивасько-Приазовській низовинній області Причорноморсько-Приазовської сухостепової провінції, яка займає територію крайнього півдня материкової частини України (Географічна енциклопедія..., 2003).

Присивасько-Приазовська низовинна область входить до складу вище згаданої провінції і являє собою морську акумулятивну терасову рівнину. Вона є однією з найбільш знижених областей степової зони. Узбережжя Азовського моря і Сиваша піднімається над рівнем моря лише на 5-10 м. Своєрідними формами рельєфу області є сиваські озера, лимани, піщано-черепашкові коси, стрілки, пересипи та острови. Для кліматичних умов -

характерні високі літні температури повітря, значна тривалість безморозного і вегетаційного періодів, коротка, дуже виражена посушливість. Ландшафтну структуру області утворюють рівнинно-подові місцевості з чорноземами південними солонцюватими, темно-каштановими і каштановими ґрунтами в комплексі з солонцями і солончаками, ерозійно-балкові, заплавні прибережно-морські галогенні місцевості.

За останнім геоботанічним районуванням ця територія належить до двох округів Чорноморсько-Азовської степової підпровінції: Дніпровсько-Азовського округу злакових і полиново-злакових степів та подових лук, а Присивашся знаходиться в однойменному окрузі полиново-злакових степів, солонців та солончаків (Дідух, Шеляг-Сосонко, 2003). У рослинному покриві цілинних або малопорушених плакорних та інтразональних ділянок цих територій, як у минулому, так і деінде в наші часи, поширені біднорізотравні дернинно-злакові угруповання степів (з домінуванням, в першу чергу, *Agropyron pectinatum* (M. Bieb.) P. Beauv., *Festuca valesiaca* Gaudin, *F. beckeri* Hack, (на Приазовських косах), видів роду *Stipa* L. Рідше як домінанти виступають *Artemisia taurica* Willd. (у Присивашші), *A. santonica* L., *Caragana frutex* (L.) C. Koch, (у Приазов'ї), *Leymus ramosus* (Trin.) Tzvelev тощо. З інтразональних фітоценозів найбільш цінними для цих територій є літоральні та солончакові, які містять цілу низку ендемічних, реліктових, цінних лікарських, технічних та інших видів рослин. Ці відносно збережені, насамперед степові, фітоценози характерні для природно-заповідних територій і об'єктів Лівобережного півдня України, таких як Азово-Сиваський національний природний парк, РЛП «Меотида», ландшафтні і ботанічні заказники загальнодержавного і місцевого значення: «Сивашик», «Верхів'я Утлюцького лиману», «Молочний лиман», «Коса Обитічна», «Корсак-Могिला», «Троїцька балка» тощо (Заповідне Запоріжжя, 2004).

Ми для Північно-Західного Приазов'я та Присивашся, використовуючи керівництво з ідентифікації КБТ (Андерсен, 2003), попередньо виділили 7 таких ділянок (частина о. Чурюк з Азово-Сиваського національного природного парку, уроч. Ближні Макорти (окол. м. Бердянська), косу Обитічну, урочище Корсак-Могилу, правий берег лиману «Сивашик», Федотову косу і Троїцьку балку). Для усіх територій заповнені облікові картки, які передані координаторам проекту в Англію. Нижче наводимо характеристику однієї КБТ - острова Чурюк (Херсонська обл., Новотроїцький р-н, площа - 934 га).

Територія являє собою лесовий останець у Центральному Сиваші з комплексним рослинним покривом, де на плакорі поширені опустелені та справжні степи, на зниженнях луки і солончаки (Коломійчук, 2003). Переважає степова рослинність з домінуванням *Stipa lessingiana*, *S. capillata*, *S. ucrainica*, *Agropyron pectinatum*, *Festuca valesiaca* (союзи *Festucion valesiacaе*, *Festucion pseudovinae*) в комплексі з рослинністю солонців - *Artemisia santonica*, *Festuca valesiaca*, *Caroxylon laricinum*, *Kochia prostrata* (союз *Festuco-Limonion gmelini*), засоленою лучною з домінуванням *Artemisia santonica*, *Puccinellia fominii*, *Limonium meyeri* (союзи *Salicomio-Puccinellion*, *Puccinellion fominii*, *Artemision santonicae*) та солончаковою рослинністю узбережжя (*Thero-Salicornion*, *Salicornion*, *Artemisia santonicae-Puccinellion fominii*). Незначну площу (до 5 га) займають ценози з домінуванням *Conium maculatum*, *Atriplex tatarica*, *Hyoscyamus niger*, *Cardaria drdba*.

За критерієм А (види, що знаходяться під загрозою) територія належить до категорії А (і), тобто тут є 6 видів, що знаходяться під глобальною загрозою зникнення.

Ділянка також відповідає критерію В (видове багатство). 97 % площі території належить до трав'яних типів місцезростань, які в регіоні майже розорані: Е1 - сухі трав'яні угруповання; Е5 - узлісся і угруповання високих трав; Е6 - засолені трав'яні угруповання. 3% площі території належить до болотних типів місцезростань: D6 - материкові солонуваті та солоні болота і прибережна рослинність. Ця КБТ відповідає і критерію С (пріоритетні місцезростання, що знаходяться під загрозою), бо саме на ній вже 90 років не відбувається господарська діяльність, а для Північного Присивашся подібні місцезростання характерні лише для о. Куюк-Тук та Зеленівський, півострівів Митрофанівський і Зен-Тюп та мису Кутара і, в цілому, становлять близько 2-3 % всієї території регіону (Павлов, 2002).

Без регуляційних заходів в умовах пасивної охорони площа трав'яних фітоценозів зменшується внаслідок збільшення площі лучних фітоценозів та бур'янів (в першу чергу *Conium maculatum*, *Atriplex tatarica*). Раніше на ділянці проводилося випасання овець, третина ділянки була орною до 1927 р., на більшості території переважали рослинність збоїв та перелогів. Після встановлення режиму охорони рослинний покрив поступово відновився. Щорічно на території проводяться протипожежні заходи, що полягають у прокошуванні окремих ділянок степу (всього близько 30 га). Ділянка оточена орними землями та перелогами різного віку (Коломійчук, 2003).

Ботанічна цінність території коротко може бути визначена так: ділянка є одним з найцінніших в Україні локалітетів *Lepidium syvaschicum* Kleorow (вид занесено до Європейського червоного списку), *Aشum scythicum* Zoz (вид занесено до Європейського червоного списку і Червоної книги України), *Astragalus reduncus* Pall. (вид занесено до Червоного списку МСОП), *Frankenia pulverulenta* L. (вид занесено до Червоного списку МСОП) і *Puccinellia syvaschica* Bilyk (вид занесено до Європейського червоного списку) (Коломійчук, 2003; Червона..., 1996). Тут росте багато інших рідкісних видів, в т.ч. ендемічних і реліктових: *Aشum pervestitum* Klokov, *Cerastium syvaschicum* Kleorow, *Dianthus lanceolatus* Steven ex Rchb., *Galium volhynicum* Pobed., *Goniolimon orae-syvaschicae* Klokov, *Limonum tschurjukiense* (Klokov) Lavrenko ex Klokov, *Ofaiston monandrum* (Pall.) Moq., *Otites artemisetorum* Klokov, *Otites orae-syvaschicae* Klokov, *Phlomis hybrida* Zelen., *Silene syvaschica* Kleorow, *Stipa ucrainica*, *Tetradiclis tenella* (Ehrenb.) Litv., *Taraxacum neosivaschicum* Tzvelev, *Taraxacum zivaschum* R. Doll., *Tulipa screnkii* Regel. Всього на цій КБТ є 6 видів з Червоного списку МСОП, 7 видів з Європейського червоного списку, 10 видів з Червоної книги України та 5 видів, занесених до Червоного списку Херсонської області (Бойко, 2005).

Пропозиції щодо охорони ділянки: продовження викошування окремих засмічених ділянок степу. Слід запровадити на деяких ділянках систему палів, яка є необхідною для покращення якостей травостою. Можливо, слід запровадити випас на окремих ділянках степу.

З рекомендованих заходів по охороні ділянки слід продовжувати регуляторні заходи щодо стримування наступу бур'янів та лучних ценозів на степ. За браком обсягу повідомлення, характеристику інших КБТ регіону не наводимо.

Кінцевою метою створення КБТ у регіоні вважаємо забезпечення для них певної охорони і управління, спрямованих на можливість довготривалого існування популяцій видів та місцезростань, яким загрожує зникнення. Більшість з пропонованих нами ділянок охороняються у складі об'єктів Природно-заповідного фонду України (Заповідне Запоріжжя, 2004; Бойко, 2005). В перспективі слід розширити територію Азово-Сиваського НПП, заповідати всю Троїцьку балку та включити територію заказників «Сивашик», «Обитічна коса» та «Федотова коса», а також урочище Ближні Макорти у проєктований Приазовський НПП.

Андерсон Ш. Идентификация ключевых ботанических территорий: Руководство по выбору участков в Европе. - М.: Изд-во Представительства Всемирного Союза охраны природы (IUCN) для России и стран СНГ, 2003.-39 с. Бойко М.Ф. Раритетне фіторізноманіття Херсонщини (Україна) та його охорона //

Чорноморський ботанічний

журнал. - 2005. - Т. 1, № 1. - С. 53-59. Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Геоботанічне районування України та суміжних територій // Укр. ботан. журн.

-2003.-Т. 60,№1.-С. 6-17.

Географічна енциклопедія України. - Київ: Укр. енциклопедія ім. М.П. Бажана, 1993. — С. 94-96; 420-421.

Заповідне Запоріжжя. — Запоріжжя: Поліграф, 2004. - 108 с. Коломійчук В.П. Азово-Сиваський національний природний парк / Фіторізноманіття національних природних

парків України / Т.Л. Андрієнко, Р.Я. Арап, Д.П. Воронцов та ін.; під заг. ред. Т.Л. Андрієнко та В.А. Онищенко. - Київ: Науковий світ, 2003. - С. 19-28. Павлов В.В. Північне Присивашся як елемент Азово-

Чорноморського екокоридору // Укр. ботан. журн. - 2002.

- Т. 59, № 1. - С. 89-93. Червона книга України. Рослинний світ. - Київ: УЕ, 1996. - 608 с.

УДК 599 (477)

Коробченко М.А., Загороднюк І.В.

Лабораторія екології тварин, Луганський національний педагогічний університет, вул. Оборонна, 2, м. Луганськ, 91011, Україна. E-mail: zoozag@mail.ru

ПОШИРЕННЯ РІДКІСНИХ ВИДІВ СТЕПОВИХ ССАВЦІВ НА СХОДІ УКРАЇНИ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ АНАЛІЗУ ЗООЛОГІЧНИХ КОЛЕКЦІЙ

Сучасні уявлення про видове багатство фауни нерідко супроводжують аналізом тих видів, наявність яких пов'язана з нещодавніми змінами природного середовища. Такі зміни визначаються проникненням невластивих для степу видів вздовж низки стрічкових біотопів, якими є лісосмуги, канали, залізничні шляхи, автотраси, газопроводи. Завдяки саме таким змінам далеко у степ проникли види лісового фауністичного ядра і вологолюбні види (Кондратенко, Загороднюк, 2006). Проте, ці самі чинники визначили і суттєве скорочення ареалів колись звичайних для степу видів, поширення яких наразі обмежено невеликими залишками степових екосистем, і яких включено до різноманітних червоних списків.

Нами проаналізовано знахідки рідкісних видів ссавців на сході України, отримані при вивченні зоологічних колекцій Національного науково-природничого музею НАН України (ННПМ, Київ), Державного природознавчого музею НАН України (ДПМ, Львів) та Зоологічного музею імені Б. Дибовського (ЗМД, Львів). Частково ці дані включено у каталоги цих музеїв (Царик та ін., 2000; Шевченко, Золотухіна, 2005 та ін.).

Аналіз обмежено територіями Луганської та Донецької областей і списком раритетних видів зі степового фауністичного ядра (тобто видів з індексом «З» за: Загороднюк, 1999). Всі знахідки наводяться за єдиною схемою, без зазначення деталей зберігання зразків, у систематичному лорядку згідно з останнім оглядом фауни регіону (Загороднюк, 2006). Знахідки з заповідників наводяться без назв адміністративних районів («Стрільцівський степ» - Міловський р-н, «Провальський степ» - Свердловський, «Хомутовський степ» - Новоазовський, «Кам'яні Могили» - Володарський р-н). Використано скорочення назв червоних списків: ЧКУ - Червона книга України, МСОП - Міжнародний союз охорони природи, БК - Бернська конвенція, ЄЧС - Європейський червоний список.

Їжак вухастий (*Hemiechinm auritus* Gmelin). Вид внесений до ЧКУ (кат. 3) та до ЄЧК (кат. L3). Поширення в Україні загалом обмежене територіями найбільш східних областей. У колекціях з регіону відомий за 3 зразками з 2-х місцезнаходжень. Луганщина: * Стрільцівський степ (n=1, 1951, ННПМ); Донеччина: * Хомутовський степ (n=2, 1930, ННПМ).

Лис степовий (*Vulpes corsac* Linnaeus). Вид без охоронних категорій, проте внесений до списків МСОП і рекомендований до III видання ЧКУ. Сучасне поширення в Україні обмежене східними районами Луганщини. У колекціях відомий за 4 зразками з 2 пунктів. Луганщина: Ф Стрільцівський степ (n=2, 1963, 1973, ННПМ); * балка Березовий яр, Міловський р-н (n=1, 2001, ННПМ); * Провальський степ (n=1, 2000-2001, Зоомузей ЛНПУ).

Тхір степовий (*Mustela eversmanni* Lesson). Вид внесений до II видання ЧКУ (кат. 3), Додатку 2 БК та ЄЧК (кат. L3). Загалом широко поширений по східних степах, проте наразі повсюдно рідкісний. У колекціях є 67 зразків з трьох місцезнаходжень. Луганщина: * Стрільцівський степ (n=1, 1914, ДПМ; n=7, 1915; n=5, 1950; n=54, 1951, ННПМ). Донеччина: * Маріуполь (n=2, 1926, ННПМ); * Хомутовський степ (n=1, 1951, ННПМ).

Перегузня (*Vormela peregusna* Gueldenstaedt). Вид внесений у II видання ЧКУ (кат. 3), до Додатку 2 БК та ЄЧС (кат. L3). Колись широко поширений по всій степовій зоні, наразі зберігся лише в окремих місцезнаходженнях, у тім числі на сході України. У колекціях виявлено 7 зразків з трьох найбільш східних ділянок степової зони України. Луганщина: * Стрільцівський степ (n=1, 1951; n=1 без дати, ННПМ; n=2, 1939, 1951, ДПМ); + Герасимівка (n=1, 1999, ННПМ). Донеччина: * Хомутовський степ (n=2, 1961, ННПМ).

Бабак степовий (*Marmota bobak* Muller). Вид без охоронного статусу. Загалом рідкісний вид, який наразі відновлює свій ареал, у тім числі завдяки штучному розселенню. З регіону відомий за 11 колекційними зразками з 2 пунктів. Луганщина: 4 Стрільцівський степ (n=1, 1913; n=3, 1914; n=1 без дати, n=1, 1950, n=2, 1956, ННПМ); 4 окол. с. Чорткове, Міловський р-н (n=2, 1915; n=1, 1939, ННПМ).

Ховрах малий (*Spermophilus pygmaeus* Pallas). Вид без охоронного статусу. Колись звичайний, тепер помітно скоротив ареал і чисельність. Для регіону відомий за 96 зразками з 9 пунктів Донецчини, (всі в ННПМ): 4 Артемівськ (n=4, 1928-1939); 4 Дебальцеве (n=1, 1963); * Маріуполь (n=47, 1925-1935; n=6, 1945); 4 Волноваський р-н, Анадольське лісн-во (n=1, 1912); 4 Володарський р-н, Кам'яноватське (n=6, 1935); 4 Костянтинівський р-н, Тарасівка (n=4, дата?); * Хомутовський степ (n=3, 1935; п'іб, 1939; n=2, 1945); * Білосарайська коса (n=2, 1935); * там само, с. Ялта (n=4, 1935). Зразки зі Стрільцівського степу, напевно, є неправильно визначеними *S. suslicus* (збори Модіна, 05-06.1950, 2 екз. у ДПМ).

Тушкан великий (*Allactaga major* Kerr). Вид внесений у II видання ЧКУ (кат. 3). Загалом був широко поширеним у регіоні, проте наразі зберігся лише на окремих ділянках. З території регіону відомий за 7 колекційними зразками. Луганщина: 4 Стрільцівський степ (n=5, 1914; n=1, 1951, n=1, 1982, ННПМ).

Мишівка степова (*Sicista subtilis* Pallas). Вид внесений до ЧКУ (кат. 3), Додатку 2 БК та ЄЧК (кат. L3). З регіону відомий за 14 зразками з 5 місцевостей. Луганщина: 4 Стрільцівський степ (n=1, 1951, ННПМ); 4 Провальський степ (n=3, 1987; n=1, 1988; n=3, 1998, ННПМ); 4 Королівка, Краснодонський р-н (n=1, 1997, ННПМ). Донецчина: 4 окол. Артемівська (n=3, (1928-1929; n=1, 1960, ННПМ); * Кам'яні Могили (n=1, 1999, ННПМ).

Мишівка темна (*Sicisfa-severtzovi* Ognev). Вид без охоронного статусу, проте має отримати не меншу за «материнський» вид категорію охорони. В Україні обмежено поширений у Донецько-Донських степах. У колекціях відомий за 4 зразками з 1 місцезнаходження. Луганщина: 4 Стрільцівський степ (n=2, 1988; n=2, 1991, ННПМ).

Мишівка донська (*Sicista strandi* Formosov). Вид без охоронного статусу, включений у проект III видання ЧКУ. У огляді «степового фауністичного ядра» наведений як «5¹. *betulina* s. 1.» (Загороднюк, 1999), під такою назвою зберігається в колекціях. Відомі знахідки обмежені східними районами Луганщини, де виявлений у заповідниках. Загалом у колекціях є 10 зразків з 2 місць. Луганщина: * Стрільцівський степ (n=1, 1951, n=1, 1952; n=1, 1961; n=2, 1991; n=4, 1999, ННПМ); 4 Провальський степ (n=1, 2001, ННПМ).

Сліпу шок звичайний (*Ellobius talpinus* Pallas). Вид без охоронного статусу, проте його включено у проект III видання ЧКУ. Рідкісний по всій степовій зоні України, колишнє поширення на захід сягало Криворіжжя. З регіону відомо 5 колекційних зразків з 1 місцезнаходження. Луганщина: 4 окол. с. Колесніковка, Станично-Луганський р-н (n=4 2004, ЗМД; n=1, 2004, ННПМ).

Хом'ячок сірий (*Cricetulus migratorius* Pallas). Вид без охоронного статусу. Один з найбільш поширених видів степових ссавців. У колекціях є 54 зразки з 7 місцезнаходжень. Луганщина: * Стрільцівський степ (n=8, 1950, n=2, 1951, ДПМ; n=6, 1950; n=12, 1951; n=5, 1952; n=1, 1961, n=1, 1986, ННПМ; n=1, 1998, ЗМД); 4 Старобільськ (n=2, 1988, ННПМ); 4 Провальський степ (n=1, 2001, ЗМД). Донецчина: 4 окол. Артемівська, Гори-Могили (n=3, 1928, ННПМ); 4 окол. Артемівська, Чорнова балка (n=1, 1960, ННПМ); 4 Донецьк (n=1, 1935, ННПМ); 4 Хомутовський степ (n=5, 1951; n=1, 1989, n=5, 1989, ННПМ).

Строкатка степова (*Lagurus lagurus* Pallas). Охоронного статусу не має. Типовий представник степової фауни, наразі зберігся лише на схід від Дніпра. З регіону відомий за 50 колекційними зразками з одного місця. Луганщина: 4 Стрільцівський степ (n=2, 1912, n=3, 1950; n=5, 1951, ДПМ; n=18, 1950; n=2, 1951; n=15, 1952; n=1, 1986; n=4, 1991, ННПМ).

Нориця гуртова (*Microtm socialis* Pallas). Вид без охоронного статусу. Типовий представник степових угруповань на схід від Дніпра. Сучасний ареал обмежений

Передкавказзям і Приазовськими степами. Вид вказують за залишками з пелеток сов із «Хомутовського степу», проте ці знахідки сумнівні і не стверджені колекційними зразками. В колекції ННПМ є 1 екз. «*M. socialis*» зі Стрільцівського степу (1982, leg. Шевченко, Зиков), який, на нашу думку, відноситься до близького виду *M. obscurus*.

Мишак степовий (*Sylvaemus falzfeini* Mezhzherin et Zagorodnjuk). Вид без охоронного статусу. Типовий представник степових угруповань на схід від Дніпра, відомий ареал знаходиться за межами регіону, що розглядається. Вказівки на знахідки цього виду в пелетках вухатих сов з «Хомутовському степу» найімовірніше відносяться до близького виду *S. uralensis* (Загороднюк, 2006). В колекціях з регіону вид нам не відомий.

Миша курганцева (*Mus spicilegus* Petenyi). Вид без охоронного статусу. Типовий представник степових угруповань на схід до Дону; в регіоні поширений повсюдно. В колекціях відомий за 14 зразками з 4 місцезнаходжень. Донеччина: * Тельманівський р-н, окол. с. Гранітне (п-10, 1926, ННПМ); * Хомутовський степ (п=1, 1959, ННПМ); * окол. Артемівська, Гори-Могили (п=2, 1929, ННПМ); * Крейдяна Флора (п=1, 1990, ННПМ).

Обговорення. Загалом нами зібрано дані щодо 346 особин 16 видів ссавців, що входять до центрального переліку «Степового фауністичного ядра». Цей масив даних описаний 42 місцезнаходженнями, більшість з яких пов'язана з заповідними ділянками Луганського природного заповідника та Українського степового природного заповідника. Найбільша кількість знахідок видів зроблена в середині ХХ століття і новіші дані, як правило, відсутні. До певної міри це пов'язано з охоронним статусом більшості розглянутих у цій роботі видів, проте значною мірою це визначається і дуже низькою чисельністю багатьох із них. Картографічний аналіз цих даних засвідчує те, що концентрація знахідок раритетних видів має виразну тенденцію до зростання у східному напрямку. Саме тут, очевидно, і треба створювати нові заповідні об'єкти та нові ділянки для розширення вже існуючих заповідників.

Серед інших варто зазначити присутність у фауні регіону таких видів, як лис степовий (Боровик, 2002), перегузня і степовий тхір (Колесников, Кондратенко, 2004) мишівки донська і темна (Загороднюк, Кондратенко, 2000), сліпушок і строкатка степова (Кондратенко та ін., 2003). Ці види є найбільш раритетною частиною степового теріофауністичного ядра, і переважна кількість їхніх знахідок в Україні стосується східного регіону. Відомі місцезнаходження цих та загалом усіх вище перелічених видів дозволяють визначати місця, в яких варто докладати найбільших зусиль до охорони раритетної фауни, розширення існуючих заповідних об'єктів та визначення можливих місць реінтродукції цих видів.

Боровик Е. Н. Корсак *Vulpes corsac* (Carnivora, Canidae) на территории Украины // Вестник зоологии. - 2002. - Том 36, № 2. - С. 95-96. Загороднюк І.В. Степове фауністичне ядро Східної Європи: його структура та перспективи збереження //

Доповіді НАН України. - 1999. - № 5. - С. 203-210. Загороднюк І. Ссавці східних областей України: склад та історичні зміни фауни // Теріофауна сходу України. -

Луганськ, 2006. - С. 216-259. Загороднюк І.В., Кондратенко О. В. *Sicista severtzovi* та близькі до неї форми гризунів в Україні:

цитогенетичний та біогеографічний аналіз // Вестник зоологии. - 2000. - Suppl. 15. - С. 101-107.

Загороднюк Л, Кондратенко О., Боровик Є. Види комахоїдних - кандидати до Бернських списків // Ссавці України під охороною Бернської конвенції. - Київ, 1999. - С. 179-181. Колесников М. А., Кондратенко А. В. Современное состояние популяций редких хищных млекопитающих

семейства Mustelidae на юго-востоке Украины // Ученые записки Таврического национального университета. Серия Биология, Химия. - 2004. - Т. 17 (56), № 2. - С. 121-129. Кондратенко О.,

Загороднюк І. Зональні фауністичні угруповання дрібних ссавців східної України та їх історичні зміни // Теріофауна сходу України. - Луганськ, 2006. - С. 167-173. Кондратенко О. В.,

Кузнецов В. Л., Золотухина С. І. Хом'ячок, строкатка та сліпачок (Rodentia, Mammalia) у Донецько-Донських та Донецько-приазовських степах // Заповідна справа в Україні. - 2003. - Т. 9, вип. 2. - С. 30-33. Царик Й. В., Шидловський І. В., Головачов О. В. та ін. Каталог рідкісних та

червонокнижних видів тварин

колекцій зоологічного музею. - Львів: ЛНУ ім. І. Франка, 2000. - 59 с. Шевченко Л. С., Золотухина С.

І. Млекопитающие. - Киев: Зоомузей ННПМ НАНУ. - 2005. - Вып. 2

(Насекомоядные, рукокрылые, зайцеобразные, грызуны). - 238 с.

УДК 911.2 (477)

Кривульченко А.І.¹, Петрович З.Й.²*Кафедра географії та геоекології, Кіровоградський державний педагогічний університет імені В. Винниченка, Театральний провулок, 8, м. Кіровоград, 25006, Україна. E-mail: tavryda@mail.ru**Регіональний ландшафтний парк «Кінбурнська Коса», м. Очаків, Миколаївська обл., Україна. E-mail: borisfemida@och.mk.ua***ЗБЕРЕЖЕННЯ ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЯК МЕТОДОЛОГІЧНА ЗАСАДА ФОРМУВАННЯ ТА РОЗШИРЕННЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ**

Проблема формування та розширення природно-заповідного фонду все більше трансформується з суто біологічного акценту на більш ширший ландшафтний акцент і це закономірно, адже первинні, найбільш видимі проблеми, що були пов'язані зі знищенням живих організмів, поступово зникли, і тому зараз прийшов час подивитись на зроблене з вершини часу і оцінити якість природоохоронного доробку. Позитив тут видимий і добре відомий, але існують і певні негативи у вже сформованій мережі природно-заповідного фонду та тій, яка запланована до реалізації. Важливу конструктивну роль в оптимізації природоохоронних територій мають відігравати певні методологічні засади, зокрема, загальнонауковий та конкретно-науковий методологічні підходи. У вирішенні проблем заповідання з загальнонаукових позицій особливо важлива роль належить системному, екологічному, кібернетичному, гуманістичному та глобалістському дослідницьким підходам. На конкретно-науковому рівні досить відомою у природоохоронному контексті методологічною засадою стала концепція біотичного різноманіття, проте внаслідок її моноцентричності, а відповідно, певної звуженості біотичної складової у вирішенні проблем заповідання, така концепція не стала універсальною. Натомість, з'явилася концепція ландшафтного різноманіття з характерною для неї поліцентричністю та багатокомпонентністю складових. Така концепція стає все більш продуктивним методологічним підґрунтям у вирішенні природоохоронної проблематики, про що свідчать певні монографії (Домаранський, 2006), наукові статті (Гриневецький, 2000, 2004; Пашенко, 2000; Гродзинський, 2004), конференції (Київ, 2000), науково-дослідні проекти (Інститут географії НАН України, з 1999 р.). Конкретна реалізація концепції ландшафтного різноманіття стає все більш можливою і поширеною не лише завдяки теоретичним працям дослідників, але й завдячуючи їхньому методичному доробку (Домаранський, 2006), який зокрема передбачає наявність ландшафтних карт та здійснення метризації й оцінки ландшафтного різноманіття досліджуваної території. Прикладом території, для якої здійснено оцінку ландшафтного різноманіття, в тому числі з огляду на проблеми заповідності, може слугувати Кіровоградщина (Домаранський, 2006).

З позицій збереження ландшафтного різноманіття розглянемо вкрай гостру ситуацію, що склалася відносно території регіонального ландшафтного парку «Кінбурнська Коса». Головна сутність такої гостроти обумовлена бажанням ряду структур отримати заповідні території приморської зони у приватну власність. Проте допускати цього не можна ні в якому разі, адже в межах території парку знаходяться унікальні для України ландшафтні комплекси, які виявлені нами як завдяки ландшафтному картографуванню, так і здійсненні для цієї території і загалом сухостепового Причорномор'я (за виключенням степового Криму) систематизації ландшафтних комплексів рівня ландшафтів та урочищ (Кривульченко, 2005). До числа унікальних ландшафтів цього регіону належать три типи ландшафтів. Перший тип (еолово-гідрогенні приморсько-озерні ландшафти з підтопленими піщаними пасмами та масивами на піщаних відкладах антропогену, переважно вапняках неогену з домінуванням незасолених дерново-піщаних ґрунтів в автономних умовах і наявністю засолених ґрунтів, солончаків у підпорядкованих геокомплексах, фітомеліоративних та цілинних типчаково-житнякових, подекуди галофітних екосистем) приурочений до південної частини Кінбурнського півострова, другий тип (еолово-гідрогенні приліманно-озерні ландшафти з підтопленими низинними піщаними масивами на піщаних

відкладах антропогену, переважно вапняках неогену з домінуванням незасолених дерново-піщаних ґрунтів в автономних умовах і дерново-лучних та лучних ґрунтів у підпорядкованих геокомплексах, фітомеліоративних екосистем) - до північної частини півострова. Третій тип (еолово-горбисті (аренні) приморські ландшафти з дрібно-падинними та подекуди озерними геокомплексами на пісках антропогену, вапняках, подекуди пісках та глинах неогену з незасоленими, фрагментарно засоленими дерново-піщаними та дерново-глейовими (в сагах, колках, навколо мілководних озер) ґрунтами, переважно фітомеліоративними, локально - цілиніними типчаково-полиново-келерієвими екосистемами) є характерним для західної та центральної частин Кінбурнського півострова. Ще один тип ландшафтів - таласоморфні ландшафти Кінбурнської та Покровської кіс з марітимними ґрунтами на піщаних та вапняково-піщано-глинистих відкладах неоген-антропогену, не можна назвати унікальними для України, але їх наявність формує деклароване нами ландшафтне різноманіття території ландшафтного парку і головне саме ці ландшафтні комплекси є об'єктом бажаної приватизації. Проте, в разі прокладення на цій території автомобільних доріг з твердим покриттям, тут слід очікувати дуже швидку приватизацію земельних ділянок з відповідним формуванням належної соціальної інфраструктури та глибокою модифікацією ландшафтних комплексів і відповідно дуже швидким знищенням унікальної флори і фауни цієї території, що описано в працях багатьох дослідників.

Загроза, що зараз нависла над територією ландшафтного парку «Кінбурнська Коса», є реальною, проте це відбувається не вперше, адже у 80-і роки минулого століття подібна загроза була відведена у зв'язку зі скасуванням реалізації проекту будівництва Дніпровсько-Бузького гідровузла. Отже, яким є вихід з цієї ситуації?

По-перше, необхідно якомога швидше змінити статус ландшафтного парку - перевести його в ранг природного національного парку, ядрами якого мали б стати згадані вище типи ландшафтів.

По-друге, враховуючи функціональну пов'язаність парку з рештою території Кінбурнського Півострова, існує потреба у розширенні площі та відповідному зонуванні Чорноморського біосферного заповідника. Межу заповідника слід би провести у його північній і східній частинах по лінії: с. Кізомис - північна частина смт Білозерка - західна межа м. Гола Пристань - с. Стара Збур'ївка - с. Нова Збур'ївка - с. Чулаківка - с. Пам'ятне - с. Очаківське - кошара Бараняча - с. Вільна Україна - с. залізний Порт. Цим в межі території заповідника ввійшли б заповідні ділянки з суворим режимом заповідання (існуючі та деякі нові ділянки, наприклад, дельта Дніпра, Іванівська арена, значна частина Кінбурнського півострова, Ягорлицько-Оджігольська падина) та певна його буферна зона, що власне відповідає вимогам формування біосферних заповідників. Розширена площа заповідника включала б як зонально-інтразональні ландшафти (типовосухостепові геміпсамоморфні, постпустельностепові геміпсамоморфні приморсько-низинні, пустельностепові приморські галоморфні), так і інтразональні ландшафти (псамоморфно-еолові, еолово-гідrogenні псамоморфні, таласоморфні, аквально-суходільні та аквальні).

Реалізація поданої пропозиції потребує не лише теоретико-методичного доробку дослідників, але й системного формування екологічної свідомості мешканців та рекреантів даного регіону.

Цомаранський А.О. Ландшафтне різноманіття: сутність, значення, метризація, збереження. - Кіровоград: ТОВ «ІМЕКС-ЛТД», 2006. - 146 с. *Кривульченко А.Л.* Сухі степи Причорномор'я та Приазов'я: ландшафти, галогеохімія ґрунто-підґрунтя. - Київ: Гідромакс, 2005. - 345 с.

УДК 574:598/43+598/3(477/75)

Кучеренко В.Н.

*Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского, проспект Вернадського, 4, г. Симферополь, Крым, 95007, Украина***БИОТОПИЧЕСКОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГНЕЗДЯЩИХСЯ ПТИЦ В СТЕПНЫХ ЛАНДШАФТАХ ЗАПАДНОГО КРЫМА**

Катастрофическое состояние степных ландшафтов в Крыму, Украине и в Европе определяет актуальность разработки вопроса устойчивости экосистем степной зоны, изучения особенностей и характера их изменений вследствие антропогенной нагрузки. Анализ факторов, определяющих динамику биоценозов и уровень биоразнообразия, служит важным элементом разработки менеджмента территорий (Багрикова, Костин, 2006). В этой связи анализ современного состояния распределения репродуктивной авифауны степных ландшафтов необходим для оценки уровня биоразнообразия и последствий антропогенного влияния на степные биоценозы.

Орнитофауна западного Крыма, за исключением Лебяжьих островов, в целом является наименее изученной (Костин, Тарина, 2004). Ранее предпринимались лишь попытки анализа биотопического распределения птиц степного Крыма (Pusanow, 1933; Аверин, 1953; Костин, Дулицкий, Костин, 1999).

Западная часть степного Крыма относится к наиболее освоенным в сельскохозяйственном отношении районам, где доля сельхозугодий составляет 80-93 % (Енаи др., 1976). Границы данного района определяются геоботаническим районированием полуострова (Рубцов и др., 1966). Южная граница доходит до Округа Горного Крыма, на востоке граница совпадает с Тарханкутско-Сарыбашским геоботаническим районом, на севере включает западную часть Присивашского района. В настоящее время рассматриваемый регион обладает значительными площадями мало трансформированных территорий, а с другой стороны здесь наблюдается интенсивное развитие рекреационного комплекса, курортного строительства, интенсификация сельского хозяйства, связанная с гидромелиорацией.

Согласно геоботаническому районированию (Рубцов и др., 1966) рассматриваемая территория находится в степной зоне, которая делится на подзону пустынных степей, представленную в северной части западного Крыма (побережье Каркинитского залива), и подзону типичных степей (остальная территория). Имеющиеся здесь биотопы объединены в группу открытых биотопов (Костин и др., 1999). В группе антропогенно преобразованных территорий степного ландшафта, которая включает населенные пункты, животноводческие комплексы, сельхозугодья, линии электропередач, лесополосы и пр., рассматриваются только возделанные поля.

Материал собран в степных ландшафтах западного Крыма во время полевых работ, проводимых в гнездовой период в 2005-2006 гг. Применялись маршрутные методы учета. Полученные данные обработаны по методике А.П. Кузякина (1962), в соответствии с которой многочисленными считаются виды, численность которых составляет от 10 до 99 особей на 1 км², обычные - от 1 до 9 особей, редкие - от 0,1 до 0,9 особей.

Биотопическое деление принято в соответствии с работой Ю.В. Костина и соавт. (1999). Для характеристики орнитокомплексов мы брали только те виды, которые гнездятся в биотопах в настоящее время (по нашим и литературным данным).

Подзона типичных степей занимает большую часть территории западного Крыма. Представлена в основном сельскохозяйственными землями, которые находятся на месте типчаково-ковыльковых и разнотравно-типчаково-ковыльковых степей. Меньшую площадь занимают петрофитные и псаммофитные степи.

Петрофитные степи представлены кострово-тимьянниково-типчаковыми и кострово-полынно-типчаковыми степями, где преобладают *Festuca sulcata*, *Thymus callieri*, *Artemisia caucasica* и др., а также кострово-ковыльно-типчаковыми степями с *Festuca sulcata*, *Stipa lessingiana*, *Stipa ucrainica* и др. Высота травостоя 45-50 см, проективное покрытие - 70-

80 %. Этими степями занята прибрежная полоса Тарханкутского полуострова, земли, расположенные северо-западнее озер Сасык и Донузлав, а также значительные территории самарчик-чатырлыкской возвышенности. Эти степи характеризуются маломощными каменисто-щебнистыми почвами, которые менее пригодны для распашки, поэтому сохранились в большей степени. С другой стороны они наиболее интенсивно используются под выпас.

Гнездовой орнитокомплекс представлен 13 видами. Абсолютный доминант здесь степной жаворонок (*Melanocorypha calandrd*) (до 22 пар/1 км маршрута). Обычными видами являются малый (*Calandrella cinered*) и полевой (*Alauda arvensis*) жаворонки, полевой конек (*Anthus campestris*), местами каменка-плясунья (*Oenanthe isabellind*), а на участках с сорной растительностью - просянка (*Emberiza calandrd*). К редким относится 3 вида: обыкновенная каменка (*Oenanthe oenante*), удод (*Upupa epops*) и единичные пары пеганки (*Tadorna tadorna*), которые тяготеют к участкам выходов материнской породы и строениям. В местах примыкания петрофитных степей к древесно-кустарниковой растительности отмечена серая куропатка (*Perdix perdix*). В этих же биотопах в незначительном количестве гнездятся 3 вида из Красной книги Украины (Червона книга..., 1994) - красавка (*Anthropoides virgo*) (до 10 пар), дрофа (*Otis tarda*) (до 5 пар) и авдотка (*Burhinus oediconemus*) (до 10-12 пар).

Псаммофитные степи встречаются небольшими участками в районе Евпатории, Андреевского лимана, озер Донузлав и Бакал. Формируются на песчаных и ракушечных морских побережьях. Основу травостоя составляют *Stipa borysthenica*, *Carex colchica*, *Festuca beckeri* и др. В понижениях микрорельефа иногда встречаются участки галофитных сообществ. Высота травостоя до 35-50 см, покрытие - 80-90 %.

Гнездовой орнитокомплекс включает 7 видов. Многочисленны хохлатый (*Galerida cristatd*) и малый жаворонок, обычен полевой жаворонок, просянка. Редкими являются малый зуек (*Charadrijm dubius*), большой кроншнеп (*Numenius arquatd*), авдотка.

Подзона пустынных степей занимает незначительные по площади территории юго-восточной части Каркинитского залива (р-н Лебяжьих острова - Бакальская коса), а также северо-восточного побережья оз. Сасык. Здесь представлены полынно-типчаково-ковыльковые и польшно-житняковые сообщества с преобладанием *Artemisia taurica*, *Stipa lessingiana*, *Agropyron pectiniforme* и др. Проективное покрытие травостоя 65-80 %, высота травостоя - 40-45 см.

Современная гнездовая авифауна естественных полупустынь включает 10 видов, из которых многочисленны: жаворонки малый и степной, просянка; обычны полевой жаворонок, полевой конек, каменка-плясунья; редки - болотная сова (*Asia flammeus*), пеганка. Численность красавки, дрофы и авдотки менее 0,1 ос./км².

В пределах этой подзоны, по побережью Каркинитского залива, а также вблизи различных солонководных и пресноводных водоемов (оз. Бакал, Джарылгач, Донузлав, Сасык, Кызыл-Яр), встречаются небольшие участки **галофитных лугов**, где преобладают *Artemisia monogina*, *Halimione verrucifera* и др., при проективном покрытии - 30-40 %, высота травостоя - 20-25 см. Здесь выделяют 2 варианта биотопов: кочковатые солончаки и солеросовые и разнотравные галофитные луга (Костин и др., 1999).

Кочковатые солончаки характеризуются наличием *Halocnemum strobilaceum*. На гнездовании здесь встречаются 5 видов. Луговая тиркушка (*Glareola pratincold*), местами может быть многочисленной - на Лебяжьих острова, например, до 258 пар (Костин, Тарина, 2002). Обычным является малый жаворонок; малочислен морской зуек (*Charadrius alexandrinus*). Численность авдотки и степной тиркушки (*Glareola nordmanni*) не позволяет отнести их даже к редким видам по шкале А.П. Кузюкина (1962).

В **солеросовых и разнотравных галофитных лугах** гнездятся 4 вида, из них обычен чибис (*Vanellus vanellus*) и малый жаворонок. Редкими являются морской зуек и ходулочник (*Himantopus himantopus*).

Солончаковые пустыни и полупустыни расположены у пересыпей озер Сасык, Донузлав, Бакальского озера. Гнездовой орнитокомплекс включает 7 видов. Местами

многочисленною являється шилоклювка (*Recurvirostra avosetta*) (пересыпь оз. Сасык), травник (*Tringa totanus*) (пересыпь оз. Сасык, Бакальське озеро). К. звичайним належить малий жаворонок. Встрічаються також єдиничні пари авдотки, малого і морського зуйков, ходулочника, кулика-сороки (*Haematopus ostralegus*).

Морські пляжі представлені аккумулятивними піщаними і ракушечними берегами. Гніздовою орнітокомплекс включає 4 види, з яких 2 місцями можуть бути численні - шилоклювка і мала крачка (*Sterna albifrons*). Звичайні - малий зук і кулик-сорока. Морський зук зустрічається єдиничними парами.

Возделанні поля - більшість біотопів цієї групи розташована на місцях колишніх типових степів, а також малозасолених ділянок в підзоні напівпустинних степів і займає близько 90 % території регіону.

Гніздовою орнітокомплекс представлений 7 видами, з яких степної і польової жаворонки є численними. К. звичайним належить малий жаворонок, польовий конек і перепел (*Coturnix coturnix*), але місцями ці види є рідкими. Єдинично по краях полів гніздяться дрофа і красавка, пеганка. Таким чином:

- 1) в степних ландшафтах західного Криму виділяється 8 типів біотопів;
- 2) в розглянутих біотопах гніздиться 23 види птахів, з них 8 видів внесені в Червону книгу України (Червона книга..., 1994);
- 3) найбільше число видів Червоної книги України гніздиться в солончакових пустелях і напівпустелях (4 види), найменше — в псаммофітних степах і морських пляжах (по 2 види).

УДК 581.526.45(477.7)

Лисенко Г.М.

Кафедра ботаніки, Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя, вул. Кропив'янського, 2, м. Ніжин, Чернігівська обл., 16602. Україна. E-mail: lysenko_gena@yahoo.com

ПОСТПРОГЕНІЗ ЗМІНИ ЕКОТОПІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПЕТРОФІТНОГО СТЕПУ «КАМ'ЯНІ МОГИЛИ»

Проблема впливу степових пожеж, як природних, так і антропогенно-зумовлених, на зміну рослинного покриву тривалий час привертає увагу вітчизняних та закордонних дослідників (Шалыт, Калмыкова, 1935; Данилов, 1936; Родин, 1946; Осичнюк, Істоміна, 1970; Работнов, 1978; Гавриленко, 2005; Ткаченко, Лисенко, 2005; Moreno, Oechel, 1991; Collins, 1992; Callaway, Davis, 1993; Menges, Hawkes, 1998; Richards, Possinghara, Tizard, 1999). Особливо актуальним це питання є для об'єктів природно-заповідного фонду, в першу чергу для біосферних та природних заповідників. Адже саме на зазначених територіях підтримуються встановлені заповідні режими, головним завданням яких є збереження видового та ценотичного різноманіття зональних природно-територіальних комплексів.

Зазвичай, наслідки пожеж трактуються як негативні, хоча аналіз літературних джерел дає змогу більш широко розглядати дану проблему. Так, Л.Є. Родін (Родин, 1946) відмітив 13 позитивних моментів у змінах рослинності під впливом випалювання, 6 - нейтральних і лише 4 - негативних. Втім, Є.М. Лавренко (1950) зазначав, що вплив осінньої пожежі у Попереченському степу був майже катастрофічним. Натомість, М.С. Шалит та А.А. Калмыкова (Шалыт, Калмыкова, 1935) стверджують, що степові пожежі для південних степів не справляють критичного впливу, бо відновлення рослинного покриву відбуваються настільки швидко, що випалені ділянки вже через декілька місяців можна використовувати як пасовища. Близьку думку висловлювали і В.В. Осичнюк з Г.Г. Істоміною (1970). Вони вважали випалювання, особливо багаторічне, сильно діючим чинником, під впливом якого відбувається ксеризація умов існування. Це, у свою чергу, призводить до ксеризації фітоценозів, що проявляється у посиленні «злаковості» за рахунок посилення ценотичної

ролі ковил, тоді як деякі кореневищні злаки та степові чагарники виявились досить чутливими до дії пірогенного чинника.

Подібні результати впливу пожеж на динаміку рослинності північноамериканських прерій відмічено у дослідженнях С.Л. Коллінза (Collins, 1992). У ряді робіт екологічного спрямування розглядаються питання впливу палів на зміну величин параметрів середовища, що призводять до трансформації фітоценозів (Callaway, Davis, 1993; Menges, Hawkes, 1998). Крім того, ряд науковців з Австралії (Richards, Possingham, Tizard, 1999) розглядає цілеспрямовані пожежі як один з ефективних методів керування ходом сукцесії, а також пропонують використовувати пали як засіб для підвищення екологічного різноманіття.

Таким чином, навіть побіжний аналіз літератури вказує на широку варіабельність думок щодо впливу вогню на степові фітоценозоструктури, тому безсумнівним залишається лише один факт - пірогенний чинник хоча і належить до групи критичних, проте степові, як структурно-функціональній системі, притаманні регуляційні механізми, котрі за принципом зворотного зв'язку сприяють відновленню вихідних допірогенних степових біогеоценозів. Адже, ще класик екології Ю. Одум (1986) відносив степові екосистеми до екосистем пірогенного типу, вказуючи на наявність комплексу адаптацій, властивих біоті степів.

Основною метою наших досліджень було з'ясування наслідків впливу спонтанної пожежі на зміну екологічних характеристик відділення Українського степового природного заповідника «Кам'яні Могили», яке репрезентує петрофітний (на гранітах) варіант різнотравно-типчакково-ковилових степів. Пожежа сталася на початку серпня 2002 р. В результаті дії вогню зазнала значна територія заповідника (280 га), включаючи виходи кристалічних порід, міжрядову улоговину та пологі схили різних експозицій. Не вдаючись до характеристики структурних перебудов фітоценозів, все ж зазначимо, що у 2004 р. вже було важко ідентифікувати межі пожежі дворічної давнини. Адже рослинність заповідника майже повністю відновилася, за виключенням лігнозних екобіоморф. Проте вже у 2005 р. було відмічено поновлення до вихідного стану степових чагарників (*Prunus stepposa* Kotov) та куртин видів роду *Rosa* L.

Використовуючи метод фітоіндикації екологічних факторів (Дідух, Плюта, 1994), нами були розраховані величини (у балах фітоіндикаційних шкал) низки екологічних чинників, що характеризують до- та післяпожежний стан екотопів заповідника. Для аналізу було залучено: узагальнений показник терморежиму клімату (Тт), вологість (Нд) та кислотність (Re) ґрунту, а також вміст мінерального азоту (Nt) та карбонатів (Ca) у ґрунтах. Вихідним матеріалом слугували геоботанічні описи, виконані В.С. Ткаченком та А.П. Геневим під час реінвентаризаційного картування рослинності степу у 2000 р. (Ткаченко, Генев, Сіренко, 2003) та власні описи, виконані у липні 2004 р. Отримані дані були статистично опрацьовані. Розраховано екстремуми, середні арифметичні та середні квадратичні відхилення для кожного з факторів. З метою встановлення достовірної різниці середніх показників досліджуваних екологічних чинників до та після пожежі було розраховано критерій Ст'юдента (I).

Більш чутливими до пожежі виявились едафічні фактори (Нд, Re, окрім Nt та Ca), тоді як різниця середніх величин узагальненого терморежиму (відповідно 8,83 та 8,81 бала) до та після палу характеризується вкрай малим значенням (0,02 бала), причому різниця середніх у двох часових зрізах не достовірна ($t = 0,65$). Однак, слід відмітити, що відмінність до- та післяпірогенних значень Тт для зони лучних степів (відділення УСПЗ «Михайлівська цілина») не лише значно більша (0,69 бала), а й характеризується достовірною різницею значень ($t = 2,78$).

Одним із суттєвих наслідків пожежі є видалення шару мертвих рослинних залишків, на роль яких у зміні величин вологозабезпечення неодноразово вказувала А.М. Семенова-Тян-Шанська (Семенова-Тян-Шанская, 1977). Показники Нд екотопів «Кам'яних Могили» після пожежі дещо знизились, причому різниця величин вологості ґрунту складає 0,24 бала (середні арифметичні складають: 8,75 бала до пожежі та 8,51 після). Однак і в цьому випадку різниця середніх не достовірна ($t \sim 1,01$). Втім, наслідками таких зміщень величин вологості ґрунту можуть бути пригнічення більш мезофітних та мезоксерофітних фітокомпонентів, з

одного боку, та посилення ценотичної ролі типових степантів з іншого.

Величини кислотності ґрунтів після пожежі змістились у бік окислення, з 8,66 бала у 2000 р. до 8,51 бала у 2004 р. Хоча різниця середніх арифметичних показників Re екотопів заповідника є незначною (всього 0,15 бала), проте їх різниця наближається до достовірного значення ($t = 2,72$). Водночас з цим, вміст у ґрунтах сполук кальцію виявився дуже стабільним (різниця значень складає лише 0,01 бала), при не достовірній різниці середніх значень даного чинника ($t = 0,15$). Дані результати відрізняються від таких, отриманих для лучного степу «Михайлівської цілини» (Ткаченко, Лисенко, 2005), де зафіксовано суттєві постпірогенні зміни величин Ca при майже незмінних показниках Re . Зазначену невідповідність ми пояснюємо специфікою ґрунтоутворюючої породи (гранітів), характерної для виходів Українського кристалічного щита, на яких власне і розташований заповідник «Кам'яні Могили».

Аналіз середніх величин вмісту мінерального азоту у ґрунтах досліджуваного резервату свідчить про незначне зменшення показників Nt після пожежі (на 0,09 бала), причому різниця значень недостовірна ($t = 2,07$).

Таким чином, оцінюючи вплив пожежі на екотопічні характеристики петрофітного степу «Кам'яні Могили», слід відмітити незначні зрушення величин досліджуваних екологічних чинників, про що свідчить відсутність достовірної різниці середніх значень. Однак одним з важливих моментів є підтвердження спрямованості векторизованих змін величин усіх екологічних чинників у бік, протилежний напрямку автогенетичної сукцесії для різних типологічних варіантів степів, як лучних, так і різнотравно-тшгчаково-ковшювих. Втім, ефективність пірогенного чинника, як одного з регуляційних заходів для південних степів, виявилась значно нижчою, ніж для північних лучних.

Водночас з цим, практика заповідного степознавства вимагає від науковців проведення комплексних досліджень впливу степових пожеж на всі без винятку компоненти степових біогеоценозів.

Гавриленко В. Степной пожар в Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна // Степной бюллетень. - 2005. - № 19. - С. 26-27. *Данилов С.И.* Пал в Забайкальских степях и его влияние на растительность // Вестник ДВ филиала АН СССР. - 1936. - №21. - С. 63-83.

Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. - Київ: Наук, думка, 1994. - 280 с. *Лавренко Е.М.* Некоторые наблюдения над влиянием пожара на растительность северной степи (Попереченская степь. Пензенской обл.) // Ботан. журн. - 1950. - Т. 35, № 1. - С. 77-78. *Одум Ю.* Экология: В 2-х т. Т. 2. Пер. с англ. - М.: Мир, 1986. - 376 с. *Осичнюк В.В., Істоміна Г.Г.* Вплив випалювання на степову рослинність // Укр. ботан. журн. - 1970. - 27, № 3.

-С. 284-290. *Работное Т.А.* О значении пирогенного фактора для формирования растительного покрова // Ботан. журн. -

1978. - Т. 63, № 11. - С. 1605-1611. *Родин Л. Е.* Выжигание растительности как прием улучшения злаково-полынных пастбищ // Сов. ботаника. -

1946.-Т. 14, №3.-С. 147-162.

Семенова-Тян-Шанская А.М. Накопление и роль подстилки в травяных сообществах. - Л.: Наука, 1977. - 191 с.

Ткаченко В.С., Генев А.П., Сіренко В.О. Саморозвиток фітосистем заповідного степу «Кам'яні Могили» (Донецька область) // Укр. ботан. журн. - 2003. - 60, № 3. - С. 248-255. *Ткаченко В.С., Лисенко Г.М.*

Синфітоіндикація постпірогенних змін екотопічних характеристик лучного степу

«Михайлівська цілина» на Сумщині (Україна) // Укр. ботан. журн. - 2005. - 62, № 4. - С. 468-483. *Шальт М.С., Калмыкова А.А.* Степные пожары и их влияние на растительность // Ботан. журн. - 1935. - Т. 20,

№1.-С. 101-111. *Callaway R.M., Davis F. W.* Vegetation dynamics, fire, and the physical environment Central California // Ecology. -

1993. -Vol. 74, № 5. --P. 1567-1578. *Collins S.L.* Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation // Ecology. - 1992. - Vol. 73,

№6.-P. 2001-2006. *Menges E.S., Hawkes C.H.V.* Interactive effects of fire and microhabitat on plants of Florida scrub // Ecological

Applications. - 1998. - Vol. 8, № 4. - P. 935-946. *Moreno J.M., Oechel W.C.* Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in Southern California Chaparral //

Ecology. - 1991. - Vol. 72, № 6. - P.1993-2004. *Richards S.A., Possingham H.P., Tizard J.* Optimal fire management for maintaining community diversity // Ecological

Applications. - 1999. - Vol. 9, № 3. - P. 880-892.

УДК 502.7:58(477.72) Мойсієнко І, ,

Суднік-Войциковська Б,²

Кафедра ботаніки, Херсонський державний університет, вул. 40 років Жовтня, 27, 73000, Херсон, Україна.

E-mail: vavvan@ksu.ks.ua

²Zaklad Botaniki Srodowiskowej, al. Ujazdowskie, 4, Warszawa, 00-478, Polska. E-mail: barbara.sudnik@uw.edu.pl

ЗБЕРЕЖЕННЯ ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ХЕРСОНЩИНИ НА КУРГАНАХ

Кургани - давні поховальні пам'ятки, обов'язковим елементом яких є куполоподібний земельний насип. Курганні поховання на Херсонщині були дуже поширені в минулому, вони споруджувалися протягом пізнього енеоліту, бронзового віку, раннього залізного віку та середньовіччя. За різними оцінками, на Херсонщині тепер відомо від близько 4 до понад 5 тисяч курганів. Більшість з них належать кочовим племенам киммерійців, скіфів, сарматів, печенігів, половців, ногайських татар та ін.; ще раніше їх споруджували представники ямної, катакомбної, зрубної та ін. культур (Археологія..., 1985).

Добре відомою є археологічна цінність курганів, однак в умовах тотальної розораності кургани набули також великого природоохоронного значення. До масового розорювання території кургани Херсонщини, як і півдня України в цілому, сторіччями були оточені цілинною степовою рослинністю, що сприяло формуванню на них близького до природного степового рослинного покриву. В ході освоєння степів на більшості курганів (особливо невеликих) степова рослинність була знищена (в основному розорюванням), або ж знищені самі кургани. Однак частина курганів, особливо крупних, ніколи не розорювались і на них зберігся степовий рослинний покрив, який різко відрізняється від оточуючої їх, переважно сегетальної, рослинності. Таким чином, сьогодні кургани виступають рефугіумами степового біологічного різноманіття в агроландшафті Херсонщини.

На території Херсонщини нами було ретельно досліджено 52 кургани (по 26 для смуги пустельних та справжніх типчакково-ковилових біднорізнотравних степів) на території Бериславського, Білозерського, Горностаївського, Нововоронцовського, Голопристанського і Скадовського районів. Дослідження проводились спільно з Варшавським університетом протягом 2004-2006 рр, (Мойсієнко, Суднік-Войциковська, 2006; Мойсієнко, Суднік-Войциковська, 2006; Moysiienko, Sudnik-Wojcikowska, 2004, 2006a, 2006b, 2006c; Sudnik-Wojcikowska, Moysiienko, 2006). Для вивчення відбирались кургани з найбільш добре збереженим рослинним покривом. В ході дослідження для кожного кургану складалися 5 списків флори, у відповідності з кількістю виділених нами на кургані мікроекотопів, з визначенням частоти трапляння та рясності кожного виду.

В результаті дослідження на 52 курганах в Херсонській області було виявлено 464 види судинних рослин, які відносяться до 258 родів 63 родин. За виключенням *Ephedra distachya* L. (Pinophyta), всі вони належать до відділу Magnoliophyta. Провідними родинами флори є Asteraceae (79 видів, або 17,0 % від загальної кількості видів), Poaceae (49, або 10,6 %), Fabaceae (36, або 7,8 %), Brassicaceae (28, або 6,0 %), Chenopodiaceae (25, або 5,4 %), Caryophyllaceae (23, або 5,0 %), Lamiaceae (22, або 4,7 %), Rosaceae (19, або 4,1 %), Scrophulariaceae (18, або 3,9 %), Boraginaceae (13, або 2,8 %). Найбільш поліморфними родами флори є *Veronica* (10 видів, або 2,2 % від загальної кількості видів), *Artemisia*, *Astragalus*, *Trifolium* (8, або 1,7 %), *Achillea*, *Galium* (7, або 1,5 %), *Allium*, *Carex*, *Euphorbia*, *Medicago*, *Gagea*, *Potentilla*, *Verbascum* (6, або 1,3 %).

На роль курганів як рефугіумів природного фіторізноманіття вказують наявність значної частки аборигенних, несинантропних, степових та раритетних видів. Більшість видів рослин, виявлених на курганах, є аборигенними (349, або 75,0 %), в тому числі 207 видів (44,6 %) належать до несинантропних. До степових (тобто, таких які мають фітоценотичний оптимум в угрупованнях класу *Festuco-Brometea*, та близьких синтаксонів *Galietaalia veri*, *Festucetalia vaginatae*, *Polygono-Artemisietea*) належить 217 видів, або 46,8 %. На курганах Херсонщини виявлено 24 раритетних види (Бойко, Подгайний, 2002; Мосякін, 1999; Червона книга..., 1996; Mosyakin, Fedoronchuk, 1999), в тому числі включені до Світового Червоного списку: *Allium regelianum* A. Becker ex Iljin, *Astragalus dasyanthus* Pall., *A. pallescens* M. Bieb.,

Dianthus lanceolatum Steven ex Rechb., *Eremogone rigida* (M. Bieb.) Fenzl, *Linaria biebersteinii* Besser; Європейського Червоного списку: *Astragalus borysthenicus* Klokov, *Galium volhynicum* Pobed., *Phlomis hybrida* Zelen., *Senecio borysthenicus* (DC.) Andr. ex Czern., Червоної книги України: *Anacamptis picta* (Loisel.) R.M. Bateman (= *Orchis picta* Loisel.), *Stipa capillata* L., *S. lessingiana* Trin. & Rupr., *S. ucrainica* P.Smira., *Tulipa biebersteiniana* Schult. & Schult. f., *T. schrenkii* Regel, до Червоного списку Херсонської області: *Amygdalus nana* L., *Cerastium ucrainicum* Pacz. ex Klokov, *Ephedra distachya* L., *Hyacinthella leucophaea* (K. Koch.) Schur, *Muscari neglectum* Guss. ex Ten., *Prangos odontalgica* (Pall.) Herrnst. & Heyn, *Quercus robur* L., *Ranunculus scythicus* Klokov. Також на курганах виявлено низку рідкісних, що потребують охорони, угруповань, включених до Зеленої книги України (1987): *Amygdaleta nanii*, *Stipeta capillatae* та *Stipeta lessingiana* тощо.

Проведені нами спеціальні дослідження флори курганів показали, що кургани є важливими об'єктами збереження фіторізноманіття. В ході дослідження стало очевидним, що кургани є рефугіумом не лише для судинних рослин, а й степової бріофлори, фауни, мікобіоти..., однак спеціальними дослідженнями дані таксономічні групи поки що не охоплені. У зв'язку з цим постає проблема охорони курганів, як носіїв раритетного біорізноманіття. Сьогодні кургани охороняються як пам'ятки археології. Однак, як показують отримані нами дані, на багатьох курганах повинні охоронятись не тільки археологічні матеріали, заховані всередині, але і розташований на його поверхні степовий рослинний покрив. Досліджені нами кургани заслуговують на віднесення до об'єктів природно-заповідного фонду. Згідно з чинним законодавством кургани, на яких збереглося природне фіторізноманіття, в тому числі раритетне, слід оголосити пам'ятками природи (Андрієнко та ін., 2001). Компактно розташовані кургани (загалом 134, з яких нами детально досліджено 12) в Голопристанському районі на приморській солончаковій рівнині, оточеній селами Іванівка з півночі і Очаківське, Вільна дружина, Садове та Пам'ятне з півдня, доцільно охороняти у складі регіонального ландшафтного парку «Долина курганів» (Мойсієнко, 2006). Інші кургани можуть бути проголошені окремими пам'ятками природи. Нами були досліджені кургани у частині області, тому необхідно продовжити вивчення курганів на Херсонщині з метою виявлення інших, також цінних у соціологічному відношенні. Також слід змінити відношення з боку археологів до таких курганів. При археологічних розкопках рослинний покрив на курганах повністю знищується. Цілковито можливими є розкопки із збереженням рослинного покриву. Верхній задернований шар ґрунту, який, як правило, не містить археологічного матеріалу, може бути знятий з кургану і перенесений в безпечне місце. Цей дернинний матеріал може бути використаний для такого актуального на Херсонщині питання, де близько 82,0 % суходолу складає рілля, як відновлення степів. А у випадку відновлення насипу кургану після розкопок, може бути знову повернутий на курган.

Андрієнко Г.Л., Онищенко В.А., Клецов М.Л., Прядко О.І., Аран Р.Я. Система категорій природно-заповідного фонду України та питання її оптимізації / Під ред. д.б.н. проф. Т.Л. Андрієнко. - Київ: Фітосоціоцентр, 2001. - 60с.

Археологія Української РСР / За ред. ЛІ. Артеменко. - Київ: Наук, думка, 1985. - 430 с. Бойко М.Ф., Подгайний М.М. Червоний список Херсонської області. - Херсон: Айлант, 2002. - 32 с. Зеленая книга Украинской ССР. - Київ: Наук, думка, 1987. - 216 с. Мойсієнко І.І. Цінна в соціологічному відношенні Приморська солончакова рівнина «Долина курганів»

(Херсонська область, Україна) // 1-й Відкритий з'їзд фітобіологів Херсонщини (Херсон, 6 квітня 2006 р.):

36. тез доповідей. - Херсон: Айлант, 2006. - 35 с. Мойсієнко І., Судник-Войцковська Б. Особенности

флоры курганов пустынно-степной зоны Украины // Степи

Северной Евразии: Мат-лы IV Междунар. Симпоз / Под науч. ред. чл.-кор. РАН А.А. Чибилева. -

Оренбург: ИПК «Газпромпечатъ» ООО «Оренбурггазпромсервис», 2006. - С. 481-483. Мойсієнко І.,

Судник-Войцковська Б. Адвентивні рослини на курганах в пустельних степах півдня України //

Синантропізація рослинного покриву України (м. Переяслав-Хмельницький, 27-28 квітня 2006): Тези

наук, доповідей. - Київ-Переяслав-Хмельницький, 2006. - С. 142-144. Мосякін С.Л. Рослини України у

світовому Червоному списку // Укр. ботан. журн. - 1999. - Т. 56, № 1. - С. 79-

- Червона книга України. - Київ: Вид-во Укр. енцикл., 1996. - 608 с.
- Mosyakin S.L., Fedoroncb.uk MM.* Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. - Kiev, 1999. - 346 p.
- Moysiienko I., Sudnik-Wojcikowska B.* The ecological and floristic differentiation of kurgans in southern Ukraine // *Й.К. Пачоський та сучасна ботаніка / Відп. ред. М.Ф. Бойко.* - Херсон: Айлант, 2004. - С. 39-47.
- Moysiienko I., Sudnik-Wojcikowska B.* The flora of kurgans in the Steppe zone of southern Ukraine - phytogeographical and ecological aspects // *Polish Bot. Studies.* - 2006a. -22. - P. 1-12.
- Moysiienko I.I., Sudnik-Wojcikowska B.* The Flora of Kurgans in the Desert Steppe Zone of Southern Ukraine // *Chornomors'k. bot. zhurn.* - 2006b. - Vol. 2, № 1. - P. 5-35.
- Sudnik-Wojcikowska B., Moysiienko I.I.* The flora of kurgans in the west Pontic grass steppe zone of southern Ukraine // *Chornomors'k. bot. zurn.* - 2006. - Vol. 2, № 2. - P. 5-34.

УДК: 631.415.12.

Моргун Є.М.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна, вул. Фрунзе 13, смт Асканія-Нова, Читинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail: askania-zap@mail.ru

ВАЖКІ МЕТАЛИ В ҐРУНТАХ БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА «АСКАНІЯ-НОВА»

Біосферний заповідник «Асканія Нова» - найбільший в Європі резерват еталонних сухих степових екосистем, який знаходиться у північній частині Причорноморської ґрунтової провінції України. Незважаючи на віддаленість території резервату від потужних індустриальних центрів, за рою вітрів він потрапляє в зону їх впливу, в тому числі найбільшого забруднювача в регіоні - З АТ «Кримський Титан». Загальна річна кількість важких металів, що надходять на територію заповідника аеральним шляхом, становить: кадмію - 682,5 г; свинцю - 48,6 г; міді - 17,6 г.

Кислотність дощової води за останні роки в Асканії-Нова збільшилась в 4 рази; значення рН атмосферних опадів коливається в межах: від 3,20 до 7,70, - на територію заповідника, загалом, випадають слабкокислі (45%) та кислі (21,6%) дощі. Відмічались також поодинокі випадки слабколужних (4%) та навіть сильнокислих (5,9%) опадів. Нейтральні дощі становлять всього 23,5%.

Вплив режиму випадання опадів на вміст важких металів є істотним: обложні дощі при менших кількостях випадання містять більші концентрації кадмію, свинцю та міді, ніж зливові, а концентрація важких металів в мрячних дощах, що осаджуються із туману, збільшується в середньому в 7-20 разів, іноді перевищуючи середній вміст, при цьому вміст Cd в 50-100 разів перевищує фонові значення.

Періоди максимальної кислотності атмосферних опадів мають чіткі сезонні зміни: максимум - восени і взимку, мінімум - в теплу пору року. Такі особливості пов'язані з характером атмосферної циркуляції та антропогенним впливом.

Основними забруднювачами повітряного простору резервату є промислові викиди з басейну Кривого Рогу та з Північнокримського промислового вузла. Промислова діяльність ЗАТ «Титан» (м. Армянськ), содового та бромного заводів (м. Красноперекіпськ) впливає також на рН атмосферних опадів і сприяє посиленню кислотності дощів (рН = 4,17-5,11).

Рослинність цілинного степу характеризується недостатнім вмістом валової міді, середнім вмістом свинцю та підвищеним вмістом кадмію. Визначено тенденцію до зростання інтенсивності біологічного поглинання кадмію та свинцю в усіх системах ґрунт-рослини цілинного степу.

Основним біологічним бар'єром по відношенню до всіх досліджуваних металів є система підстилка-коріння (0-20 см), а найбільші їх концентрації містяться в 0-10 см шарі коріння. Разом з тим біоблок «Великої степової галявини» дендрологічного парку характеризується деякими відмінностями по відношенню до цілинного степу: максимальні кількості важких металів там зафіксовано в нижньому шарі коріння (10-20 см), що зумовлюється впливом ефекту фітореMediaції (відбувається процес закріплення висхідного міграційного потоку, що реалізується як винос важких металів з рослинами під впливом

сінокісного режиму, а основні кількості біогеохімічних форм міграції, депоновані у 0-10 см шарі коріння, трансформуються в нижні шари).

Поведінка кадмію, свинцю та міді у ґрунтах заповідника має відмінні риси на різних стадіях вегетаційного періоду та залежить від типу ґрунтів. Вміст важких металів за коефіцієнтом техногенності менше 1, що не перевищує ГДК і відповідає фоновим значенням північної частини Причорноморської ґрунтової провінції України. Такі значні коливання їх рухомих форм (Cd - від 0,002 до 0,700 мг/кг, Pb - від 0,001 до 0,812 мг/кг, Si - від 0,001 до 2,562 мг/кг) пов'язуються з різноманітністю і контрастністю геохімічних обстановок досліджуваної території, що зумовлює можливість різних форм поведінки цих елементів в біогеоценозах. У динаміці вмісту міді встановлено літній мінімум та весняно-осінній максимуми. В динаміці рухомого кадмію та свинцю в ґрунті відмічено збільшення їх кількості весною і поступове зниження протягом всього вегетаційного періоду.

Для ґрунтів заповідного степу характерною є більш висока мобільність всіх важких металів, ніж для ґрунтів степової галявини, оскільки через сінокісний режим там постійно відчувається певна кількість їх рухомих форм, що призводить до порушення природного циклу всіх досліджуваних елементів, а на цілині, в умовах абсолютно заповідного режиму, їх кругообіг відбувається по замкнутому циклу. Характерною закономірністю локалізації рухомих форм важких металів в аридних ландшафтах є тимчасова акумуляція їх мобільних форм в ґрунтах степових депресій: відновна обстановка глессолоді обмежує міграційну активність елементів та сприяє переводу їх у нерухомі.

При вивченні абіотичної та біотичної міграції важких металів в досліджуваних об'єктах, встановлено, що винос рухомих форм Cd, Pb і Si внаслідок поверхневого стоку є незначним: розподіл по катені відбувається згідно ландшафтних умов. По відношенню до стоку для них характерне помітне зниження концентрацій до низу схилу: лише кадмій та мідь на початку вегетації та свинець у розпал виявляють міграційну активність. Така специфіка поведінки цих елементів зумовлюється впливом ефекту геохімічного співвідношення.

Вплив окремих факторів (динаміка польової вологи ґрунту, рН та вміст органічної речовини) на вміст важких металів у ґрунтах заповідника визначається, насамперед, положенням ґрунту у катені та формами знаходження важких металів в ґрунтовому профілі.

Регуляторна роль ґрунту полягає у тимчасовому виведенні із міграційних потоків значних мас важких металів та їх наступному перерозподілі (Добровольський, 1983; 1997); вищою вона є в степовій - чорноземній та каштановій зонах (Глазовская, 1988). Однак тут, у зв'язку з високою ємністю ґрунтово-геохімічних бар'єрів (особливо карбонатних), збільшується небезпека прогресивного накопичення важких металів в гумусових і карбонатних горизонтах ґрунтів (Перельман, 1961). Незважаючи на рівнинність рельєфу, для досліджуваної території характерним є значна мікрострататість поверхні ґрунту, що в свою чергу урізноманітнює ландшафтно-геохімічну обстановку в досліджуваному регіоні, зумовлюючи формування значної кількості різних «геохімічних бар'єрів» (термін - за Перельманом А.І.). Досліджувана територія характеризується функціонуванням наступних геохімічних бар'єрів: карбонатний бар'єр, кисневий (окисний) бар'єр, тимчасовий термодинамічний низькотемпературний бар'єр, біологічний бар'єр (окремо мохи, як комплексний геохімічний бар'єр).

Великий Чапельський під Біосферного заповідника «Асканія-Нова» є залишком класичної акумулятивної території Причорноморської низовини, де продовжуються природні процеси накопичення і трансформації органічної речовини та важких металів. Вся система «Великий Чапельський під» є «резерватогенним акумулятивним бар'єром» по відношенню до важких металів.

За даними А. Кабата-Пендіас та Х. Пендіас (1989), тривалість перебування важких металів в ґрунтах набагато більша, ніж в інших частинах біосфери: вони дуже повільно видаляються із ґрунту при вилугованні, рослинному захвату, ерозії та дефляції. Перший період напіввидалення варіює в залежності від типів ґрунтів (Кириичева, Глазунова, 1995):

кадмій - від 13 до 1100 р., свинець - 740-5900 р., мідь - 310-1500 р. Система ґрунт-рослини території заповідника «Асканія-Нова» має здатність протидіяти техногенним навантаженням: при збільшенні рівня надходження важких металів відбувається спочатку підвищення концентрацій кадмію, свинцю і міді, а згодом - перерозподіл їх форм в усіх елементах системи. Прогноз екологічного ризику забруднення цілинних степових ґрунтів досліджуваної території важкими металами становить від 58 тис. до 10 млн. років.

- Глазовская М.А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. — М.: Высш. шк., 1988. - 328 с.
Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. - М.: Мысль, 1983. -272 с.
Добровольский В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы // Почвоведение. - 1997. - №4. -С. 431-441.
Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. - М.: Мир, 1989. -439 с.
Кирийчева Л.В., Глазунова И.В. Методы детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами // Почвоведение, - 1995. - № 7. - С. 892 - 896. *Перельман А.И.* Геохимия ландшафта. - М.: Гос. изд-во геоф. лит., 1961. -496 с.

УДК 631.4 (477)

Онойко Ю.Ю.

Кіровоградський державний педагогічний університет ім. В. Винниченка, вул. Шевченка, 1, м. Кіровоград, 25006, Україна. E-mail: onoiko0904@ua.fm

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ҐРУНТІВ В МЕЖАХ ПРИМОРСЬКИХ СУХОСТЕПОВИХ ЛАНДШАФТІВ ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ МЕЖИРІЧЧЯ ДНІПРА-МОЛОЧНОЇ

Дослідження особливостей формування ґрунтів в узбережній зоні сухого степу України має важливе науково-теоретичне та практичне, зокрема природоохоронне, значення. Саме в приморській береговій зоні сухого степу функціонує складне і неповторне поєднання факторів ґрунтоутворення як теригенних, так і таласогенних, що призводить до виникнення специфічних педогенних утворень.

Польові дослідження процесів формування ґрунтів в межах приморських сухостепових ландшафтів України проводились нами протягом 2004-2006 рр. на території таких природоохоронних об'єктів, як регіональний ландшафтний парк (РЛП) «Кінбурнська коса», Чорноморський біосферний заповідник (ЧБЗ) та Азово-Сиваський національний природний парк.

Формування специфічних приморських ґрунтів досліджуваних природоохоронних територій відбувається за умов домінуючого, безпосереднього, сучасного та постійного впливу таласогенних факторів педогенезу. Даний вплив здійснюється переважно через геологічні відклади морського походження, ґрунтові води, які мають живлення з морського басейну, хвильову та рельєфоформуючу діяльність моря, імпульверизаційний потік, згінно-нагінні явища, специфічний мікроклімат і морську біоту, яка потрапляє на берег тощо.

Ґрунтоутворення в умовах приморської берегової зони межиріччя Дніпра-Молочної відбувається переважно на сучасних піщано-черепашкових морських чи лиманно-морських відкладах. Лише зрідка на низинних узбережжях лагун і бухт з незначною інтенсивністю хвильової діяльності моря спостерігається відкладення порівняно малопотужного чохла мулистих часток таласогенного походження. Нестійкість геоморфологічної ситуації та велика мінливість факторів літогенезу в узбережній зоні межиріччя призводить досить часто до формування багаточленного ґрунтового профілю, представленого поєднанням шарів з контрастним гранулометричним складом і різкими межами. Така контрастність може проявлятися у багаторазовому чергуванні прошарків дрібного піску, детриту, крупного черепашняку та мулистих відкладів. Нетривалість ґрунтоутворюючого процесу в межах приморських узбереж та доволі висока стійкість до змін первинних мінералів таласогенних відкладів обумовлюють те, що сформовані в даних умовах ґрунти за своїм механічним

складом майже не відрізняються від ґрунтоутворюючих порід і характеризуються різким домінуванням піщаної фракції (80-99%) та незначним вмістом фізичної глини (1-20%). Високий вміст карбонатів в приморських ґрунтах (інколи навіть до 40-60%) та лужна і сильнолужна реакція ґрунтового розчину також у великій мірі визначаються їх формуванням на черепашкових відкладах. Легкий механічний склад досліджуваних ґрунтів обумовлює такі характерні властивості, як невисоку ємність вбирання, високу водопроникність та незначну вологоємність, інтенсивне вимивання органіки в нижні горизонти, періодичне чергування процесів засолення і розсолення ґрунтового профілю та низьку природну родючість.

Утворення специфічних приморських ґрунтів на території дослідження відбувається внаслідок складного поєднання як суто педогенних, так і геологічних процесів, що призводить до виникнення в межах ґрунтового профілю специфічних педореліктів - органогоризонтів, перекритих з поверхні доволі потужними (інколи навіть до півметра) шарами піщано-черепашкових відкладів. Такі нашарування пов'язані передусім з трансгресією і регресією морського басейну та процесами еолового переносу і акумуляції таласогенних відкладів. Внаслідок цього формується складний реліктовий або поліциклічний профіль приморських ґрунтів, найчастіше представлений кількома органо-акумулятивними горизонтами, розділеними між собою відкладами піску і черепашняку.

Клімат досліджуваних територій помірно-континентальний, семиаридний. Сумарна сонячна радіація становить 115-123 ккал/см², середньорічна температура повітря - близько 10-11°C, сума активних температур складає 3350-3400°C за рік. Досліджуваний регіон належить до одних із найбільш посушливих регіонів України: середньорічна кількість опадів знаходиться в межах 300-350 мм/рік, максимум опадів випадає влітку, коефіцієнт зволоження нижчий за 0,8. За новою схемою ґрунтово-екологічного районування (Полупан та ін., 2005) дана територія належить до сухостепової дуже сухої підзони з гідротермічним коефіцієнтом близько 0,45-0,51. Значний ступінь аридності клімату за умов незначного рівня залягання мінералізованих ґрунтових вод сприяє інтенсивному розвитку в приморській зоні регіону процесів засолення ґрунто-підґрунтя. Вплив морської акваторії на мікроклімат прилеглого узбережжя проявляється в пом'якшенні добових та сезонних температурних коливань, підвищенню вологості повітря, розвитку специфічних еолових процесів. На території дослідження взимку переважають вітри північно-східного напрямку, навесні - східного, а влітку - північного, рідше - південно-західного напрямків. З еоловими процесами в узбережній зоні пов'язані згінно-нагінні явища, при прояві яких рівень морських вод може коливатися в межах 80-290 см для заток Північного Причорномор'я (Шуйський, Вихованець, 1989), та 150-350 см у вершинах другорядних заток низинного Присивашся (Дорога, 2006). Отож, значні площі низинних приморських степових ділянок межиріччя внаслідок впливу згінно-нагінних явищ періодично покриваються морською водою, що сприяє розвитку в приморських ґрунтах поверхневого перезволоження, оглеєння поверхневих горизонтів, відкладення мулу, вимивання органіки за межі профілю.

Для приморських сухостепових ландшафтів межиріччя Дніпра-Молочної характерним є неглибокий рівень ґрунтових вод (РГВ) - найчастіше в межах одного метру від поверхні. При цьому ґрунтові води переважно живляться водами морського басейну і відзначаються високою мінералізацією (до 60-80 г/л). Незважаючи на існування імпульверизаційного потоку, прояву згінно-нагінних процесів, основним джерелом легкорозчинних солей в профілі приморських ґрунтів є мінералізовані ґрунтові води. Співставлення галохімічного складу водної витяжки досліджуваних приморських ґрунтів та аналогічного складу ґрунтових вод і вод прилеглої морської акваторії демонструє високу їх подібність, яка обумовлена генетичним зв'язком. При цьому, серед аніонів домінує хлор, серед катіонів - натрій, а основним хімічним типом засоленості ґрунтів приморських сухостепових ландшафтів досліджуваних природоохоронних територій є хлоридний, рідше - сульфатно-хлоридний тип. З неглибоким рівнем ґрунтових вод пов'язаний розвиток в приморських ґрунтах комплексу гідрогенно-акумулятивних процесів, таких як засолення, осолонцювання, оруднення. До цих процесів додається також інтенсивне оглеєння як нижніх, так і

приповерхневих горизонтів. Досить часто ґрунтове оглеєння поєднується із поверхневим оглеєнням, яке виникає внаслідок затоплення низинних і супернизинних ділянок узбережжя водами моря, внаслідок чого формується повністю оглеєний ґрунтовий профіль. Поверхнєве перезволоження і тривалий застій вод морського походження на поверхні приморських ґрунтів також призводять до розвитку процесів торфоутворення, акумуляції мулистих часток таласогенного походження, елювіювання органіки в нижні горизонти профілю. Оскільки морські води та ґрунтові води приморських ландшафтів мають переважно хлоридно-натрієвий хімічний склад, то вбирний комплекс приморських ґрунтів насичений значною кількістю (30-70%) іонів натрію таласогенного походження, вміст яких по мірі віддалення від берегової лінії поступово зменшується. Таким чином, проявляється явище хімічного осолонцювання без будь-яких фізичних його проявів в профілі ґрунтів.

Типова рослинність досліджуваних приморських сухостепових ландшафтів представлена угрупованнями псамофітів, галофітів та гідрофітів. Рослинний покрив досить часто розріджений, на окремих ділянках (незакріплені піски, «злісні» солончаки, місця інтенсивної хвильової діяльності моря) - відсутній зовсім. В межах підвищених ділянок морського узбережжя на піщаному субстраті процес перетворення та мінералізації органічних решток відбувається доволі швидко, в результаті формується малопотужний (до 3-5 см) світлогумусовий горизонт з незначним вмістом гумусових речовин (до 1%). В зниженнях рельєфу, як правило, накопичуються значні об'єми рослинного опаду. Тут же можуть акумулюватись і потужні (навіть до 40-50 см) пласти відмерлого органічного матеріалу таласогенного походження. Перетворення даної біомаси призводить до формування органо-акумулятивного горизонту потужністю 8-27 см, представленого або темногумусовим горизонтом із вмістом гумусу 3-9%, або ж, в анаеробних умовах, оторфованим *горизонтом*, складеним переважно чи майже повністю із органічної речовини. Також важливою є роль і орнітофауни у формуванні профілю ґрунтів *приморських* сухостепових ділянок. На узбережжях і островах досліджуваних природоохоронних об'єктів концентрація орнітофауни особливо велика, їх прижиттєві виділення накопичуються на поверхні піщано-черепашкових відкладів, утворюючи досить значні за потужністю (до кількох сантиметрів) горизонти органічного матеріалу, які з часом можуть бути перекриті шарами піску і черепашняку. Загалом же, для приморських ґрунтів природоохоронних територій межиріччя Дніпра-Молочної, внаслідок значної мінливості факторів педогенезу, характерна велика варіабельність процесів перетворення органіки, що призводить до формування різноманітних органогоризонтів в профілі даних ґрунтів - світлогумусових, темногумусових, оторфованих, перегнійно-оторфованих, оторфовано-перегнійних, піщано-оторфованих, оторфовано-піщаних та деяких інших.

Досліджувані приморські степові ділянки межиріччя Дніпра-Молочної в геоморфологічному плані представлені морськими та лиманно-морськими низовинами з низькими та супернизькими (нижче рівня моря) гіпсометричними відмітками, що обумовлює неглибокий рівень залягання ґрунтових вод. Домінуючими є береги акумулятивного та абразійно-акумулятивного типу. Берегова лінія звивиста, часто інгресійно розчленована. Рельєф приморських сухостепових геокомплексів на мезо-, мікро- і нанорівні утворений у великій мірі під впливом прилеглих морських акваторій і представлений переважно формами лінійної конфігурації, видовженими паралельно до узбережжя і почергово змінюючими одна одну по мірі віддалення від берегової лінії. Формування елементарних ґрунтових асоціацій (ЕГА) та ґрунтових комбінацій (ГК) приморських ґрунтів в межах досліджуваних степових ділянок в умовах відносної однорідності літогенної основи, в першу чергу, пов'язаний з рельєфом. Адже саме рельєф за таких умов є головним чинником, який обумовлює водний режим ґрунту та загалом визначає особливості міграції і акумуляції речовини в ґрунті. При цьому ЕГА приморських ґрунтів приурочені до певних елементів, а ГК - до окремих форм мікро- і мезорельєфу. Приморські ґрунти, які формуються в зниженнях рельєфу берегової зони, характеризуються переважно супергідроморфним водним режимом (РГВ не глибше 0,5м), часто поверхневим перезволоженням, накопиченням потужних шарів органіки.

перетворення яких в умовах анаеробіозису призводить до формування оторфованих горизонтів, відкладенням мулистих наносів, інтенсивним розвитком процесів засолення, осолонцювання та оглеєння. В межах підвищених степових ділянок морського узбережжя утворюються ґрунти з порівняно глибоким РГВ (0,5-1,5 м), слабокодиференційованим профілем, малопотужним світлим гумусово-акумулятивним горизонтом, як правило, перекритим з поверхні шаром піщано-черепашкових відкладів, переважанням процесів розсолення над засоленням, незначним вмістом органіки та мулистих часток в ґрунтовому профілі, слабким оглеєнням нижніх горизонтів. Таким чином, конфігурація форм рельєфу приморських степових ділянок визначає загальний «малюнок» ґрунтового покриву, який сформувався на даних територіях.

Поєднання теригенних і таласогенних факторів педогенезу в узбережній зоні заповідних степових ділянок межиріччя Дніпра-Молочної призводить до формування ґрунтів зі специфічними властивостями та будовою відмінними від аналогічних властивостей та будови позаприморських ґрунтів регіону дослідження.

УДК 582.542:591.531.1:631.553

Полищук И.К.

Биосферный заповедник «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна УААН, ул. Фрунзе 13, пгт Аскания-Нова, Чаплинский р-н, Херсонская обл., 75230, Украина. E-mail: askania-zap@mail.ru

ВЛИЯНИЕ СЕНОКОШЕНИЯ И ВЫПАСА НА ТРАНСФОРМАЦИЮ КУЛЬТУРЫ КОСТРА БЕЗОСТОГО (*BROMOPSISINERMIS* (LEYS.) HOLUB) В АСКАНИИ-НОВА

На территории Биосферного заповедника «Аскания-Нова» длится эксперимент, отражающий направленность и интенсивность сукцессионных процессов в посевах костра безостого (*Bromopsis inermis* (Leys.) Holub) при различных режимах эксплуатации. Один из вариантов опыта - Тишковское залужение (далее ТЗ) площадью 51,1 га, вошедшее в состав природного ядра заповедника и засеянное в 1966 г. травосмесью из костра безостого и люцерны посевной (*Medicago sativa* L.), которая элиминировала через 5 лет и, таким образом, ТЗ превратилось в монодоминантный фитоценоз (Веденьков, 1997). Этот массив, занимающий водораздельное пространство среди целины, подвергался только сенокосению и несколько раз выгорал (последний пожар произошел в 1996 г.).

Второй вариант - Молочнянское залужение (далее МЗ) площадью 90 га, расположенное среди возделываемых земель между госплемсвинофермой на окраине пгт Аскания-Нова и с. Молочное, засеянное костром безостым в промежутке 1991-1995 гг. Травостой здесь изначально выкашивали на зеленый корм, но с углублением экономического кризиса в опытном хозяйстве МЗ превратилось в пастбище для общественного стада коров и коз, т.е. эксперимент возник спонтанно.

Фитоценоотическое разнообразие обоих залужений оценивали в конце мая 2007 г. методом трансект, на которых подсчитывали протяженность пересекаемых растительных группировок, суммировали одноименные и рассчитывали долю каждой из них (табл. 1).

В ТЗ абсолютно преобладал костер безостый, уступая незначительное пространство, преимущественно, типчаку (*Festuca valesiaca*). Встречаемость вышеперечисленных растительных группировок (табл. 1) среди безостокостровника - 28,1 шт./км - оказалась близка к встречаемости колоний общественных полевок (*Microtus socialis* Pall.) - 25,6 шт./км, учтенных в 1992 г. в этом же массиве после очередной вспышки численности зверьков. Почва в местах разрыва кострового покрова хранила следы былой перерытости, подтверждающие версию о внедрении типчака и других видов благодаря локальному ослаблению позиций эдификатора трофической и роющей деятельностью упомянутых грызунов.

На участке ТЗ, примыкающем к шоссе и подпадающем под ежегодный противопожарный прокос шириной до 80 м (10% от общей площади ТЗ), образовалась сплошная

Таблица 1. Сравнительная характеристика растительности беззостокостровых залужений

Растительные группировки	Тишковское залужение	Молочнянское залужение	
		«асканийское» пастбище	«молочнянское» пастбище
доля в фитоценозе, %			
<i>Bromopsis inermis</i>	87,1	43,3	33,7
<i>Festuca valesiaca</i> Gaud.	11,2	48,8	0
<i>Poa angustifolia</i> L.	0,14	1,3	0
<i>Anisantha tectorum</i> (L.) Nevski	0	3,3	45,8
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	1,3	0	0
<i>Crinitaria villosa</i> (L.) Grossh.	0,3	0	0
<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	0	2,4	18,7
<i>Artemisia taurica</i> Willd.	0	0,7	1,2
<i>Achillea</i> cfr. <i>setacea</i>	0	0,1	0,6

беззостокострово-типчакковая ассоциация (табл. 2). Семена типчака, вероятно, регулярно заносились сенокосильной и сеноуборочной техникой со смежной площади с зональной растительностью и вдавливались в почву колесами. Здесь обилие побегов костра беззостого оказалось достоверно меньше ($p < 0,01$), чем в «чистом» (без плотнoderнинных злаков) костровнике, также как и в мозаично разбросанных группировках типчака внутри массива (табл. 2). По плотности дернин типчака обе беззостокострово-типчакковые ассоциации не отличались между собой, но обилие побегов костра было достоверно меньше ($p < 0,1$) среди дернин в отдельных куртинах.

Таблица 2. Обилие основных компонентов доминирующих растительных группировок в беззостокостровых залужениях, экз./м

Виды	Тишковское			Молочнянское («асканийское» пастбище)	
	«чистый» беззостокостровник	противопожарный прокос	внутренние группировки типчака	«чистый» беззостокостровник	группировки типчака
Костер беззостый (побегов)	372,7±25	170,6±17,7	114,6±12,25	305,9±29,7	53,ШЗ,3
Типчак (дернин)	0	45,0±2,97	51,16±3,72	0	115,0±8,09

В отличие от компактного произрастания внутренних группировок типчака в первом варианте, в МЗ, помимо участков густо покрытых его дернинами, наблюдалось и диффузное распределение одиночных дернинок по всей площади залужения. В «асканийской» части пастбища, прилегающей к окраине пгт Аскания-Нова, доля «чистого» беззостокостровника оказалась меньше, чем типчатника (табл. 1).

На экспансию типчака в МЗ впервые было обращено внимание в 2003 г. К тому времени здесь уже встречались его пятна диаметром около 50 м, т.е. захватывать территорию вид начал значительно раньше. Ближайший источник инспермации - целинный сбой с ассоциацией мятлика луковичного (*Poa bulbosa* L.) и типчака - находился на расстоянии 1,5 км. где располагался летний лагерь одного из асканийских стад крупного рогатого скота. Половина площади МЗ была отдана под выпас последнего, а вторая - служила пастбищем молочнянскому стаду, базирующемуся по дворам и на залежах. Таким образом, занос семян мог происходить благодаря коровам и козам, следовавшим с целинного пастбища, либо воздушными массами. В пользу превалирования зоохории свидетельствует также распространение типчака вглубь выпасаемой овцами залежи, смежной с действующей овцефермой Александрии, пастбище которой имеет разные стадии дигрессии - от типчакковой до

пылевой. На незначительную роль анемохории указывает отсутствие плотнодернинных злаков на залежи в районе бывшей молочно-товарной фермы Круглый, граничащей с недоступным для скота загоном зоопарка, где доминирует типчаковая формация.

Интересно отметить, что в МЗ уже к концу мая - началу июня побеги костра безостого оставались фактически без листьев и до такого состояния вид доводился из года в год. Тем не менее, это не привело к выпадению костра из травостоя и его обилие в чистых группировках достоверно не отличалось от ТЗ (табл. 2). Внедрение же типчака сказалось более пагубно, чем почти полное отчуждение наземной биомассы.

ТЗ, окруженное типчаково-ковыльной ассоциацией, находится в более выгодном, в отношении инспермации плотнодернинных злаков, положении, но ковыли встречались тут крайне редко и единичными дернинами. Тонконог гребенчатый (*Koeleria cristata* (L.) Pers.) иногда произрастал совместно с типчаком, но отдельных группировок не образовывал. В прочной «узде» оказался мятлик узколистный (*Poa angitstifolia*), который вкраплен повсеместно, но группировки формировались редко (табл. 1).

Выкашивание площади в рамках самой безостокостровой формации за 40 лет не привело к ослаблению эдификатора-мезофита, занимающего в экологическом ряду место плотнодернинных злаков. Здесь наблюдается лишь локальная смена доминанта на поселениях общественных полевок. Учитывая, что эти зверьки избегают монодоминантных зарослей широколистных злаков (Полищук, 1986) и депрессии численности у них более продолжительны, чем массовое размножение, вряд ли когда-либо их деятельность приведет к трансформации фитоценоза по всей площади.

Если преследовать цель восстановления на ТЗ зонального растительного покрова (Веденьков, 1997), то следует применять сенокос, способствующий активному заносу семян механизмами со смежных площадей, как это подсознательно осуществлялось на противопожарном прокосе. Правда, остается неизвестным, сколько времени понадобится для достижения такого состояния фитоценоза, но, вполне очевидно, меньше, чем существует залужение.

Менее десяти лет, как показал опыт МЗ, потребуется для восстановительной сукцессии, если подвергнуть территорию ТЗ и близлежащей целины интенсивному выпасу скота или диких копытных. Для части целины это будет временный шаг назад к какой-то из стадий пастбищной дигрессии, но нагрузку можно регулировать поголовьем или временем воздействия, не доводя до выпадения на выпасаемой площади плотнодернинных злаков.

Веденьков Е.Л. О восстановлении естественной растительности на юге Украины. - Аскания-Нова, 1997. - 39 с.
Полищук И.К. Особенности заселения общественной полевой растительных формаций целинной степи «Аскания-Нова» // Четвертый съезд ВТО. Тез. докл. - М. - 1986. - Т.1. - С. 318-319.

УДК 595:44

Полчанинова Н.Ю.¹, Прокопенко Е.В.²

¹Кафедра зоологии и экологии, Херсонский национальный университет им. В.Н. Каразина, Майд. Свободы 4, г. Харьков, 61077, Украина. E-mail: polchaninova@mail.ru

²Донецкий национальный университет, г. Донецк

ИТОГИ ИЗУЧЕНИЯ ФАУНЫ ПАУКОВ (ARANEAE) ОХРАНЯЕМЫХ СТЕПНЫХ ТЕРРИТОРИЙ УКРАИНЫ

Планомерные исследования аранеофауны степных заповедников Украины были начаты одним из авторов (Н.Ю. Полчаниновой) в 1982 году. Ранее для «Провальской степи» было известно 55 видов пауков (Гресе, 1909), для Соленоозерного участка Черноморского заповедника - 32 вида (Спасский, 1927; Астахова, Перваков, 1976), для «Аскании-Нова» - 24 вида (Перелешина, 1927) и для «Хомутовской степи» - 9 видов из нор грызунов (Скляр, Попов, 1972). Проведенная к 1990 году работа по изучению пауков степных заповедников

Левобережжя України дозволила дати оцінку стану аранеофауни (Полчанинова, 1990а) і порівняти видовий склад і структуру аранеокомплексів різних типів степів (Полчанинова, 1990б). В подальшому наявні дані поповнилися роботами В.Е.Гурьянкової в «Асканії-Нова» (Гурьянова, 1992, 1993; Гурьянова, Хоменко, 1991) і Чорноморському заповіднику (Гурьянова, в друку), Е.В. Прокопенко в Українському степному і Луганському природному заповідниках (Прокопенко, 1998, 1999, 2000, 2001), В.А. Гнелицей в Гранітно-Степному Побужжя і Опукському заповіднику (персональні дані). Продовжені дослідження Н.Ю. Полчанинової (1994, 1998, 2001, 2003, 2005, 2006). На нинішній момент, після виключення помилкових і сумнівних вказівок, видовий склад фауни павуків охоронюваних степних територій різного статусу заповідання виглядає наступним чином:

Український степний заповідник:

«Михайлівська цілина» - 116 видів (68 : 90)*;

«Хомутовська степ» - 182 (120 : 129);

«Кам'яні Могили» - 218 (142 : 155);

«Мелова флора» - 35 (28 : 7).

Луганський природний заповідник:

«Стрельцівська степ» - 158 (90 : 114);

«Провальська степ» - 175 (87 : 134).

Дніпровсько-Орельський заповідник - 162 (61 : 149).

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» - 156 (88 : 119).

Чорноморський біосферний заповідник:

Солончаківський ділянка- 163 (44 : 156);

Івано-Рибальчанський ділянка- 199 (60 : 192);

Потіївський ділянка - 123 (61 : 111);

«Волжин ліс» - 113 (39 : 99);

«Ягорлицький Кут» - 20.

Нижньоворсклянський національний природний парк - 90 (24 : 88).

Регіональний ландшафтний природний парк «Великобурлукська степ» - 83 (36 : 70).

Регіональний ландшафтний природний парк «Гранітно-Степне Побужжя» - 166 (77 : 147).

Регіональний ландшафтний природний парк «Меотида» - 190 (24 : 190).

Степні заказники біля Харківка - 78 (55 : 43).

* Перша цифра в дужках - кількість видів в степних біотопах, включаючи зональні степи, кам'яні, піщані і т.д., друга - в інших біотопах, що входять в територію заповідника.

Як бачимо, аранеофауна різних територій досліджена нерівномірно, особливо не вистачає даних про Правобережжя України і степний Крим. Степні заповідники Левобережжя досліджені краще. Тільки в «Хомутовській степі» були проведені повторні дослідження з перервою в 22 роки (Полчанинова, 2006), і на Белосарайській косі і в «Кам'яних Могилах» ведуться періодичні роботи студентами і співробітниками Донецького національного університету. Очевидно, цим можна пояснити найбільш багатий список павуків останнього заповідника. В інших пунктах збирання матеріалу проводилося в період одного-трьох років або випадково. Виникла потреба систематичного вивчення аранеофауни заповідників, адже тільки такі дослідження можуть показати тенденції в зміні степної біоти в умовах заповідного режиму.

В нинішньому часі аранеофауна заповідних степів України нараховує 302 види з 25 родин. Згідно з наведеними вище цифрами, в місцевих фаунах кількість видів в степних біотопах, як правило, менше, ніж в інтразональних. Найбільш різноманітним відрізняється видовий склад павуків різнобур'яно-типчаково-ковилових («Кам'яні Могили», «Хомутовська», «Стрельцівська», «Провальська степ») і типчаково-ковилових («Асканія-Нова») степів. Аранеофауна піщаної, приморської (Чорноморський заповідник) і лугової степи («Михайлівська Цілина») значно бідніша. В останньому випадку це може

объясняются небольшой территорией заповедника, т.к. в луговых степях Курской и Белгородской областей локальные фауны насчитывают от 90 до 108 видов (Polchaninova, 2004). В целом в степной аранеофауне первую тройку самых многочисленных семейств составляют Giiaphosidae (17,5%), Linyphiidae (15,9%), Saiticidae (12,6%), во вторую группу входят Thomisidae (8,9%), Lycosidae (8,6%), Theridiidae (7,6%) и Araneidae (7,3%) - 19 видов (6% фауны) встречаются почти повсеместно. Из них 14 видов - хортобионты, предпочитающие освещенный травостой различных биотопов (*Theridion impressum* (L.K.), *Agalenatea redii* (Scop.), *Neoscona adianta* (Walck.), *Argiope bruennichi* (Scop.), *Xysticus cristatus* (Cl.), *X. striatipes* L. K., *Heliophanus flavipes* (Hahn) и др.), 5 видов - политопные герпетобионты (*Meioneta rurestris* (C.L.K.), *Microlinyphia pusilla* (Sund.), *Alopecosa pulverulenta* (Cl.), *Zelotes electus* (C.L.K.), *Z kukushkini* Kovblyuk). 93 вида (31%) встретились только на одном степном участке. Большинство из них (41 вид) - обитатели более влажных биотопов, изредка заходящие в степь (*Diplostyla concolor* (Wid.), *Erigone atra* Bl., *Tetragantha montana* Sim., *Singa hamata* (Cl.), *Pardosa prativaga* (L.K.), *Phrurolithus festivus* (C.L.K.), *Xysticus luctator* L.K., *X. ulmi* (Hahn), *Ballus chalibeius* (Walck.) и др.). 25 видов спорадически встречались в разных местообитаниях, в том числе и в степи (*Steatoda meridionalis* (Kulcz.), *Theridion melanurum* (Hahn), *Archaeodictyna consecuta* (O.P.-C.), *Aphanthaulax trifasciata* (O.P.-C.), *Gnaphosa dolosa* Herm., *Haplodrassus minor* (O.P.-C.), *Phaeoedem braccatm* (L.K.) и др.). 21 вид найден в единичных экземплярах, что не дает возможности судить об их биотопической приуроченности. Действительно локально в разных биотопах обнаружены: *Lepthyphantes spasskyi* Tanasevitch и *Aculepeira ceropegia* (Walck.) в Аскании-Нова, *Aculepeira armida* (Sav.) - в Провалье, *Ozyptila claveata* (Walck.) - в Гранитно-Степном Побужьи; *Micaria silesiaca* L.K. отмечена на степных склонах в Харьковской обл., *Sitticus penicillatm* (Sim.) - на известняковых склонах в «Хомутовской степи». Мы обнаружили всего 20 видов, приуроченных именно к степным участкам. В основном они встречались в двух-трех заповедниках (*Neottiura suaveolens* (Sim.), *Dactylopistes mirificus* (Georgesku), *Lepthyphantes quadrimaculatus* (Kulcz.), *Trichoncus auritus* (L.K.), *Argiope lobata* (Pall.), *Nomisia amsereri* (L.K.), *Paratibellus oblongiusculm* (Licas), *Xysticus marmoratus* Thor., *X. ninnii* Thor. и др.), и только *Eresus cinnaberinus* (Oliver) и *Heriaeus melloteei* Sim. были распространены шире. Другая группа видов, характерная для степей, отличалась большей политопностью, отмечалась по всей степной зоне, но отсутствовала в нескольких пунктах (*Simitidion simile* (C.L.K.), *Theridion innocuum* Thor., *Alopecosa cursor* (Hahn), *A. taeniopus* (Kulcz.), *Gnaphosa taurica* Thor., *Oxyopes heterophthalmus* (Latr.), *Philodromus. histrio* (Latr.), *Thanstus vulgaris* Sim., *Synageles subcingulatus* Sim. и др.). Уже не раз отмечалось (Полчанинова, 1990, 1992, 2001), что аранеофауна изолированных степных участков отличается большим своеобразием. Как следствие их разобщенности, из конкретных фаун выпадает ряд широко распространенных видов, степные виды встречаются локально.

При работе в степных заповедниках большое внимание уделялось влиянию режима сенокоса на население пауков (Полчанинова, 1992, 2004; Polchaninova, 2003, 2004). Почти во всех локальных фаунах число видов пауков в абсолютно заповедной степи (АЗС) было выше, чем в периодически косимой (ПКС). Однако, нами не были обнаружены степные виды, связанные только с некосимой степью. В лесостепной зоне в степь проникают опушечные виды, в степной зоне - политопные мезофилы, обитающие в интразональных биотопах. За счет этого идет увеличение видового состава. С другой стороны, в луговых степях в АЗС были найдены три вида, характерные только для косимых участков, но в настоящих степях они распространены шире. Структура населения пауков косимой и некосимой степи более специфична. В стабильных и более влажных условиях АЗС численность особей в травостое и плотность пауков в подстилке выше, чем в ПКС. Динамическая плотность подвижных герпетобионтов, наоборот, обычно выше в ПКС. Абсолютно заповедные участки служат резерватом, благодаря которому возможно восстановление аранеокомплексов на скошенных участках заповедников. Так как многие виды очень подвижны, то динамическая плотность пауков на поверхности почвы

восстанавливается быстро, в течение месяца. Травостой тоже заселяется по мере отрастания. но здесь значительно обедняются как позднелетние, так и весенние комплексы. В отсутствие подходящего субстрата для сетей уменьшается численность тенетных форм, и полноценная структура населения складывается только к середине следующего лета. Для формирования комплекса малоподвижных подстилочных видов требуется несколько лет. В целом, сенокосение оказывает негативное воздействие на население пауков. Однако, создающееся при этом разнообразие микроклиматических условий способствует образованию различных аранеокомплексов, что, в свою очередь, повышает разнообразие степной биоты.

УДК 502.7:551.455

Савченко Г.А., Ронкин В.И.

Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина, т. Свободы, 4, Харьков, 61077, Украина.

E-mail: ronkinvl@yahoo.com

ЭКОСИСТЕМНЫЙ ПОДХОД К ОХРАНЕ СТЕПЕЙ

История охраны степей (на государственном уровне) насчитывает уже почти столетие, однако до сих пор вокруг вопроса «что и от кого мы охраняем?» ведется оживленная дискуссия. Для поддержания максимальной видовой насыщенности ценозов, энтомологи, как правило, выступают за полное заповедание степных участков (Грамма и др., 1985; Захаренко, Грамма, 1985). Среди ботаников можно найти как сторонников абсолютного заповедания (Дохман, 1968; Веденьков, Дрогобыч, 1995; Нухимовская, 1995), так и специалистов, отдающих предпочтение сочетаниям различных воздействий (в числе которых: длительное некошение, сенокос, сенокосооборот, выпас, палы) (Данилов, Недосекина, 1995; Боровик, Боровик, 2006). С точки зрения экологов, изучающих млекопитающих, устойчивые условия существования для ряда видов, относимых к «настоящим степнякам» (степного сурка, большого тушканчика, крапчатого суслика, сайгака и т.д.), связаны с наличием выпаса крупных копытных (Власов, 1995; Абатуров и др., 1998; Ронкин, Савченко, 2000; Токарський, 2005; RonMin, Savchenko, 2004).

К концу XX в. стало совершенно очевидно, что под воздействием существующих режимов охраны (абсолютно заповедного и режима ротационного сенокоса) растительность и связанный с ней зооценоз претерпевают столь значительную трансформацию, что степные заповедники вряд ли можно рассматривать в качестве эталонов исходных вариантов, ставших объектами консервации. Они стали полем для грандиозного эксперимента, цель которого состоит лишь в том, чтобы посмотреть, а что же будет с заповедными экосистемами дальше? Суть данного подхода детально изложена А.М. Краснитским (1983): «...Заповедное дело имеет собственный объект исследований, свои специфические цели и задачи, имеет право на собственную теорию и методологию» (с. 177). Таким образом, проблема сохранения степей так и не решена, и нас до сих пор волнует тот же вопрос, что и В.В. Докучаева: не исчезнут ли последние островки степных территорий на наших глазах?

В данной работе мы хотим объединить в единую концепцию положения, которые, хотя и были упомянуты в трудах В.В. Алехина (1925, 1926), Е.М. Лавренко (1941), Н.Ф. Комарова (1951), А.Н.Формозова (1962), но к настоящему времени оказались основательно подзабытыми и не только не стали руководством к действию, т.е. основой для природоохранной концепции, но и не получили достойного развития.

I. Степь не является статичной картиной. Это достаточно быстрый процесс трансформации ценозов, который характеризуется циклами (т.н. «волны жизни», по И.К. Пачоскому), сериями смен, наступлением и отступлением целых групп видов. Попытка «законсервировать» одну из наиболее красочных и поэтичных стадий этого процесса (путем абсолютного заповедания) заключала в себе противоречие, суть которого состоит в невозможности сохранения процесса путем исключения (или значительного искажения) факторов его вызывающих. Данное противоречие назревало уже на заре заповедания степей и, как ни парадоксально, оно

скрывалось за концепцией «природных эталонов», основные положения которой были выдвинуты В.В. Докучаевым (1895). Идея «природных эталонов» логично вытекала из понимания необходимости эталонных объектов в области минералогии и почвоведения, и в представлении ученого эталонные участки степей были сродни «не выветрелым» и «не измененным» кускам горной породы. Их следовало предоставить «в исключительное пользование первобытных степных обитателей» (с. 260). Эта идея была буквально воспринята всеми последователями В.В. Докучаева. Создавалась иллюзия, что достаточно лишь оградить участок степи от внешних влияний, чтобы сохранить его в качестве эталона навечно. Между тем процессы трансформации степных экосистем при исключении (или значительном искажении) исходных факторов развития происходят относительно быстро.

Приведем одно из описаний степного участка и попробуем разобраться, какие исходные факторы определили именно такое его состояние на момент описания: «Единственный уголок, где еще сохранились (1888-1889 гг.) местами девственные степи, находится в самом восточном участке Константиноградского уезда... Здесь еще и теперь, среди необозримой, сухой, совершенно безлесной степи, растут ковыли по пояс человека; здесь еще и теперь дереза (*Caragana frutescens*), бобовник (*Amygdalus nana*) и вишенник (*Prunm chamaecerasus*) образуют, хотя и низкорослые, но густые, часто непролазные кустарники, упорно выдерживающие борьбу со скотом и человеком; здесь еще до сих пор кишмя кишат суслики, во множестве водится дрофа и доживает свой век доисторический байбак. Если прибавить сюда два-три пастушеских куреня, виднеющихся на горизонте, да редкие степные могилы (курганы) на более возвышенных увалах, то мы будем иметь все, на чем может остановиться глаз в девственной степи; ни рек, ни озер, ни селений, ни холмов, ни даже оврагов - нет на десятки верст вокруг, нередко до горизонта» (Докучаев, 1936, с. 68).

Совершенно очевидно, что мы имеем перед глазами классический пример участка, испытывающего пастбищную нагрузку не только в настоящем (о чем свидетельствует присутствие сурков и сусликов), но и в далеком прошлом (о чем свидетельствуют степные курганы). Что произойдет с подобным участком, если мы попробуем сохранить его в качестве эталона, исключив пастбищную нагрузку? В настоящее время ответ достаточно прост: опыт «Стрельцовой степи» (Боровик, Боровик, 2006), «Михайловской целины» (Лысенко, 2005) свидетельствует о том, что без сохранения режима пастбищных нагрузок исходные (дигрессивные) сообщества существовать не могут. Невозможно и существование степного сурка без фактора выпаса, что было показано в наших работах (Ронкин, 2003; Ронкин, Савченко, 2000; Ronkin, Savchenko, 2004). Исчезнут и «кишмя кишачие суслики», так как такое положение также связано с пастбищной дигрессией (Формозов, 1962) и т.д.

Вопреки общеизвестной адаптивности степных экосистем к высоким пастбищным нагрузкам (Абатуров, 2006), вопрос о том, были ли крупные травоядные неотъемлемым компонентом степей, до сих пор остается дискуссионным. Так, еще В.В. Алехин (1925) утверждал «...если бы мы хотели воссоздать условия первобытной степи, то мы не должны устранять влияния на растительность выпаса, как естественного фактора» (с. 91). «Дерновинные злаки, наиболее приспособленные... /для/ существования в степях, сами же себе создают неблагоприятные условия для дальнейшего произрастания. Это противоречие разрушается фитофагами» (Лавренко, 1940). Однако впоследствии роль копытных стала считаться сильно преувеличенной (Дохман, 1968; Краснитский и др., 1984), а в историческое время — недоказанной (Нухимовская, 1997, цит. по: Борейко, 2006).

2. На протяжении, как минимум, последних тысячелетий (с возникновением в степи скотоводства и земледелия) происходило «встраивание» человека и его хозяйственной деятельности в степные экосистемы. «Сам естественный выпас степи дикими животными не представлял собой чего-либо неизменного, он все время эволюционировал и также находился в очень существенной зависимости от человека» (Комаров, 1951, с. 184). Результатом стало постепенное вытеснение диких копытных домашними копытными (Цинесман, 1982), с началом интенсивной распашки и переходом к оседлому скотоводству, этот процесс завершился полным исчезновением диких копытных в европейских степях. В этих условиях менее крупные обитатели

степи (сурок, суслик, слепыш, ряд представителей орнитофауны), поселения которых приурочены к целинным и залежным участкам, стали полностью зависимы от хозяйственной деятельности человека. Такая реальность приводит нас к пониманию невозможности разорвать на современном этапе комплекс «человек-степь» без ущерба для последней.

3. Степь всегда представляла собой комплекс биocenozов. Наиболее близок к пониманию комплексности степи был С.Т. Аксаков (1953), который, будучи человеком, глубоко чувствующим природу и обладая незаурядным талантом литератора, изобразил весь многообразный мир обширных открытых пространств Оренбургского края (на конец XVIII - начало XIX вв.), как единое целое.

Как показывает анализ литературных источников (Алехин, 1925, 1926; Комаров, 1951; Формозов, 1962) и наши собственные наблюдения, именно эта комплексность и является неотъемлемой чертой любой степной экосистемы, тем, что делает степь степью. Комплексность формируется за счет как исходной (рельеф, почвы, условия увлажнения и т.д.), так и привнесенной неоднородности (средообразующая деятельность человека и животных). И в этой связи все комплексы одинаково необходимы и представляют собой одинаковую ценность: будь-то «море ковыля», заросли степных кустарников, сбитое до голой земли пастбище и т.д.. Признание неоднородности в качестве необходимого условия существования многокомпонентной природной экосистемы, какой является степь, снимает противоречие, заключающееся в том, что условия, малопригодные для одного представителя степной флоры или фауны, являются необходимыми для иных.

4. Покос в степях - фактор относительно молодой. «...И даже столетие назад вряд ли хоть одна из уцелевших до нас степей подвергалась систематическому скашиванию. Более древним и повсеместным видом хозяйственного использования степного травостоя является, без сомнения, выпас. Однако это последнее обстоятельство почти не учитывалось, и там, где наряду с выпасаемыми степями существуют косимые степи, при изучении их предпочтение отдается последним, как будто бы более типичным» (Комаров, 1951, с. 251).

Понимание необходимости отчуждения фитомассы для стабильного существования степных экосистем трансформировалось в представление о том, что это отчуждение можно производить посредством сенокосения. Однако влияние сенокосения абсолютно не тождественно влиянию выпаса. Изменения растительного покрова под влиянием сенокоса (фенисекциальные смены) имеют специфический характер, в настоящее время они подробно описаны рядом исследователей (Комаров, 1951; Осичнюк, 1973). С этой точки зрения нельзя рассматривать покос как фактор универсальный, равноценный, но более щадящий, чем выпас крупных копытных. Мы согласны с противниками покосов в заповедниках в том, что это воздействие, зачастую, является чуждым и экологически неоправданным (Борейко, 2006). Безусловно, это не относится к тем случаям, когда заповеданию подлежал исходно сенокосный вариант.

5. Еще более молодым (ранее неизвестным самой природе степного биома) влиянием является длительная абсолютная заповедность, в условиях утраты такого структурного компонента как крупные копытные. Результатом данного антропогенного воздействия являются резерватогенные смены, ход которых к настоящему времени детально отражен в литературе (Ткаченко, 1989, 1993; Ткаченко и др., 1995, 2003). При этом предметом серьезной научной дискуссии является соответствие подобных участков так называемым «доагрикультурным» степям (Гусев и др., 1984; Динесман, 1984; Краснитский и др., 1984), а изучение процессов, протекающих на заповедных участках, признано одной из главных задач заповедного степного денa.

В заключение приведем еще одну цитату «...Представление о степи, как о седом море вечно волнующегося ковыля, должно быть оставлено, так как это - лишь кратковременная фаза вегетации, к тому же хорошо представленная в местах, где имел место только умеренный выпас. Степь - это целый ряд картин сменяющихся иногда очень быстро как во времени (фазы вегетативного периода), так и в пространстве (в зависимости от травоядных и других животных), а также от изменяющихся условий существования» (Алехин, 1925, с. 92).

УДК 581.526.53:502.72:502.45:502.75 (477)

Ткаченко В.С.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601, Україна.

E-mail: geobot@ukr.net

ФОРМУВАННЯ СИСТЕМНОЇ ЦІЛІСНОСТІ - ПЕРСПЕКТИВНИЙ ПРИНЦИП ЕФЕКТИВНОГО РЕГУЛЮВАННЯ У СТЕПОВИХ ЗАПОВІДНИКАХ

Тривалими дослідженнями моніторингового характеру було доведено, що сучасні «типові» («еталонні») ценоструктури степу є вторинними, прямо чи опосередковано антропогенно зумовленими, головним чином внаслідок послідовного руйнування консументного блоку степових екосистем (СЕС), заміни його пасовищним комплексом, а в заповідниках - повним його вилученням. Це призвело до грубого порушення системної цілісності СЕС і значних зміщень їх функціональних характеристик, які тісно пов'язані зі специфікою кругообігу речовин і енергії степу та механізмів його структурного адаптогенезу (гомеостазу).

Сукцесійні процеси в степових заповідниках є цілком детермінованими сумою невідповідностей сучасних ландшафтних фітоструктур потенціальною. Внаслідок цього степові фітосистеми в умовах заповідання зазнають «самодеградації», спершу в процесі мезофітизації («олучнення»), а потім - заростання чагарниками та деревами з формуванням угруповань інтразонального типу, що практично означає втрату заповідником еталонних якостей. Тепер визнано, що згадана «самодеградація» фактично є процесом самопоновлення і саморегулювання в умовах системної неповночленності, ущербності СЕС. Встановлено, що навіть за такого грубого структурного порушення, яким є відсутність консументного блоку, СЕС не втрачають здатності до саморегуляції. Проте, за цих умов в демутативній та наступних стадіях автогенезу запускається специфічна ланцюгова реакція ендеоекогенетичних перетворень з розкриванням цілого ряду прихованих механізмів адаптивної саморегуляції і самостабілізації, які в кінцевому результаті адаптивним, або біфуркаційним механізмами (як правило, через «сукцесійний колапс») приводять СЕС до структурної та енергетичної адекватності з умовами довкілля.

Адаптаційний контроль фітосистемами новітніх умов середовища (кліматичних, географічних, антропогенних) негайно відображається на їх якісних структурних перебудовах, виразником яких можна вважати послідовні стадії з відповідним їм рівнем сукцесійного потенціалу. Тут сукцесійний потенціал розглядається як міра напруженості гомеостатичних характеристик екосистеми, а, отже, як величина відхилень від енергетичної оптимізації функціонування системи, чи ступінь відносного рівня системних втрат. Субклімаксова стабілізація СЕС формується лише за неповного, часткового урівноваження географічне детермінованої відповідності структурної організованості фітосистем (як автотрофного блоку) досить стабільно (біотично, антропогенно) обмеженим параметром довкілля. В усіх випадках СЕС, незважаючи на значні ресурсні і структурні втрати, зберігають високі темпи накопичення, формування і трансформації енергії, що за термодинамічними законами забезпечує їх ефективне функціонування як біосферного біому.

За образними аналогіями СЕС можна уявити у вигляді інтенсивно і напружено працюючих за екстремальних умов зі значним дефіцитом систем, тимчасом як ліс постає як система, що «лінується» і формує свою «силу» шляхом мінімізації продукційного процесу за відсутності дефіциту вологи. До того ж СЕС вимушені «ховати» більшу частину своїх продукційних (енергетичних) здобутків під землею, а фітокомпоненти повинні ретельно захищатися від морозів, спеки, тривалих посух та епізодичних пожеж.

В енергетичному аспекті регулювання СЕС завжди зводиться до вилучення певної частини надмірної продукції, а в основі керування лежить досконале пізнання динамізму та механізмів функціонування цих складних систем. В регулювальному менеджменті важливо усвідомити, що не слід покладатися на природну пластичність СЕС, на їх здатність саморегулюватися (проявляти гомеостатичні властивості), і для збереження зональних

структур «навічно» треба ставити конкретну мету, формувати індивідуалізовану програму регулювання, забезпечити адекватно дозований вплив основних регулювальних заходів (викошування, випасання, випалювання) та налагодити механізм зворотного зв'язку, щоб корегувати відхилення від бажаних параметрів екосистеми. Лише за цих умов можна отримати спрямований розвиток.

Проте, всі спроби стабілізувати СЕС на «типовій» (ковиловій) стадії саморозвитку закінчувалися невдачами, або були настільки малоефективними, що тривале їх застосування призводило до певного дрейфу в бік згаданих вище форм «самодеградації». Особливо відчутними стали наслідки неправильних, у більшості випадків недостатніх регуляційних заходів тепер, коли заповідники як неприбуткові організації стали фінансуватися по залишковому принципу, значно скоротилися їх наукові відділи, стався глибокий занепад матеріально-технічного постачання. Майже недоступним стало для багатьох заповідників періодичне викошування степу - один з широко практикованих напівутилітарних і найменше ефективних заходів регулювання. Ще складнішими і недоступнішими є потреби степових заповідників у проведенні таких регулювальних (фактично недозволених) заходів, як випасання коней та планові і контрольовані пали.

Тепер одна частина заповідних фітосистем поринула в автогенетичні процеси «самодеградації», а інша - в безладні, спонтанні, виснажливі від надмірної частоти пожежі. Почала проявлятися підсилювальна роль в інтенсифікації резерватних «деградацій» степів сучасних кліматичних змін, які трохи збільшують суцесійний потенціал та лігнозну квоту степу. В багатьох дослідженнях з'ясовується, що найефективнішим і цілком природним регулювальним фактором заповідних степів є випасання, оскільки існування великих консументів (тарпанів, турів, сайгаків, зубрів, лосів, оленів, козуль та ін.) було важливим революційним фактором формування степового біому. Це вже після розорювання Степу і утримання на його рештках тваринницької галузі господарювання випасання домашніх тварин завжди призводило до пасовищної дигресії. Тільки за випасання виникає можливість плавного варіювання пасовищних навантажень, в тому числі, до потрібного в регулювальних цілях рівня, який маркується домінуванням дернинних злаків. Утримання цього рівня навантажень з метою стабілізації степу в його субклімаксовому стані у звичайних господарських формах пасовищної експлуатації є дуже проблематичним. Тому пряме впровадження стадного випасання в практиці регулювання заповідних степів не допускається. Проте, в деяких заповідниках (Біосферний заповідник «Асканія-Нова» ім. Ф.Е. Фальц-Фейна, природний заповідник «Сланецький степ») є чималі тваринницькі колекції та зоопарки як складові заповідних комплексів, що утримуються за рахунок пасовищної експлуатації частини заповідної території і формують значно вищий рівень системної цілісності СЕС на них. Просторова оптимізація наших малих степових заповідників (таких як Михайлівська цілина, Кам'яні Могили, Провальський степ та ін.) також має на меті створення ландшафтне цілісних систем, функціонально мало залежних від навколишніх агросистем. Тільки на гериторіально значних заповідниках доцільно впроваджувати фауністичні комплекси, прообразом і зародковою формою яких є зооколекції і зоопарки Біосферного заповідника «Асканія-Нова» ім. Ф.Е. Фальц-Фейна і природного заповідника «Сланецький степ».

Згадані різновидності системної цілісності модернізованих і територіально оптимізованих степових заповідників дуже важливі в аспекті формування саморегульованих природних еталонів степу. В осяжному майбутньому слід передбачити створення таких «саморегульованих» заповідників, в яких зооколекціям за переважної участі копитних буде штучно надаватися функціональне значення, а саме: перенесення на них регулювальних зусиль таким чином, щоб вилучення надлишків біопродукції (енергії) здійснювалося тваринними комплексами. Вилучення енергії на вищому шаблі харчової піраміди - великими трав'яними тваринами, мінімізує таким чином регулювальні зусилля на цій ділянці пасовищного харчового ланцюга, оскільки вони можуть зводитися до регулювання чисельності копитних тварин (продаж, обмін і поповнення поголів'я в інших заповідниках тощо).

Без надання згаданим колекціям функціонального значення ці екзотичні, декоративні і формуючі високий туристичний імідж фауністичні зібрання будуть і надалі створювати багато господарських проблем, відволікаючи наукові, фінансові і господарські ресурси заповідника від насущних завдань вивчення та охорони СЕС. Інша форма використання регуляторного випасання впроваджена у відділенні «Крейдова флора» Українського степового природного заповідника НАН України, де більшість відкритих просторів охороняються за традиційних форм експлуатації степових схилів - випасу домашньої худоби місцевої громади (близько 80 голів худоби на 275 га), що ефективно стримує заростання крейдяних відслонень. Тут регульовальні зусилля зводяться до контролю складу і чисельності громадського стада та обмеження частоти навмисних палів.

Ми вважаємо, що вченим і працівникам охорони природи слід звернути більше уваги на пошуки і удосконалення нових природніших форм збереження СЕС у степових заповідниках, що дуже актуально в аспекті сучасної «кризи регулювання», яка розвинулася за умов новітніх форм господарських взаємовідносин заповідників з навколишніми господарствами.

УДК 599.322.2 (477)

Токарский В.А., Ронкин В.И., Савченко Г.А.

Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина, т. Свободы, 4, Харьков, 61077, Украина.

E-mail: Victor.A.Tokarsky@univer.kharkov.ua

СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ЧЕЛОВЕКА КАК КЛЮЧЕВОЙ ФАКТОР КОЛЕБАНИЯ ЧИСЛЕННОСТИ СТЕПНОГО СУРКА

Степной сурок (*Marmota bobak* Muller, 1776; Rodentia, Sciuridae) является единственным сохранившимся до наших дней представителем исконного средообразующего комплекса крупных степных травоядных в степных ландшафтах Украины. Как известно, в начале XX века он оказался на грани полного исчезновения; и в 20-е гг. были предприняты энергичные меры, направленные на сохранение этого вида. При этом степной сурок считался типичным обитателем целинных степей, «безвозвратно вымирающим под натиском человеческой культуры» (Оболенский, 1925). Однако, в 60-е гг., в условиях интенсификации сельскохозяйственного производства происходит его бурное «возрождение», характеризующееся всплеском численности и быстрым расширением ареала из двух материнских очагов - Великобурлукского (Харьковская обл.) и Стрельцовского (Луганская обл.), расположенных в развитых сельскохозяйственных районах, где целинные участки степи были практически полностью распаханы. По мнению Д.И. Бибикова, причины «возрождения» степного сурка нельзя было объяснить только охраной, и они были «не вполне понятны» (Бибиков, Дежкин, 1988).

Мы рассматриваем причины указанного процесса с позиции понимания места степного сурка в сложной многокомпонентной экосистеме, какой является степь. Зональные экосистемы степей (и пустынь), по мнению Б.Д. Абатурова (2001, 2006), представляют собой специфические природные образования, в функционировании которых господствующее положение занимают пищевые цепи пастбищного типа. Такие экосистемы формируются и поддерживаются в состоянии стабильности крупными копытными. На территории Украины в настоящее время роль данного структурного звена выполняют, с одной стороны, крупные домашние копытные и, с другой стороны, сложившаяся система землепользования. В связи с этим, мы рассматриваем домашних копытных как биотический фактор, которым непосредственно управляет человек. С тех же позиций мы рассматриваем и используемые человеком системы земледелия (включающие в себя не только механическую обработку почвы, но и различные способы использования пашни). Очевидно, возникает необходимость подробного описания указанных факторов в их историческом развитии в комплексе с анализом состояния какого-либо значимого компонента данной экосистемы. Основываясь на архивных, литературных и собственных данных, в данной работе мы попытались применить

подобный подход для анализа причин колебания численности степного сурка (на примере Великобурлукской) на протяжении XX в.

Господствующей системой земледелия вплоть до конца 20-х гг. XX в. было трехполье с толочным паром. Пастбищные нагрузки на пастбищно-сенокосный фонд были относительно невелики и составляли в среднем 0,8 гол. на га (в пересчете на КРС) (Животноводство СССР, 1940). Нагрузка на целинные участки была еще меньше, так как при толочном трехполье и выгонно-пастбищном животноводстве выпас скота осуществлялся, в основном, на толоках и выгонах. Необходимо добавить, что развитие и размещение сельскохозяйственного производства было неравномерным и неоднородным (являясь отражением прежнего общественного уклада, когда структура землепользования определялась собственником земли). Такая неоднородность сохранялась вплоть до начала 30-х гг. Начиная с 30-х гг. XX в., руководство страны (СССР) начало осуществлять централизованное управление сельским хозяйством, наращивая темп развития земледелия и животноводства. По мере повсеместного вытеснения трехпольной системы травопольем (Постановление июньского Пленума ЦК ВКП(б) 1937 г.), происходило сокращение пастбищных площадей, в основном, за счет распашки залежей и толок. К началу 40-х годов площадь засеянной пашни достигла 72% (против 55% в начале XX в.), а пастбищно-сенокосный фонд сократился до 16,5% (против 37%). Это могло привести к усилению пастбищной нагрузки на целинные участки, однако, как известно, перед этим произошло катастрофическое сокращение поголовья домашнего скота. Только к концу 30-х гг. поголовье домашнего скота снова приблизилось к уровню 1916 г., но за период Великой Отечественной войны оно было практически уничтожено. В послевоенные годы поголовье скота динамично росло, еще быстрее (по сравнению с довоенным уровнем) увеличивались пастбищные нагрузки В 50-е гг., в соответствии с постановлением Совета Министров СССР и ЦК ВКП(б) от 20 октября 1948 г. «О плане полезащитных лесонасаждений, внедрения травопольных севооборотов, строительства прудов и водоемов ...» были распаханы практически все оставшиеся участки целины, ранее использовавшиеся под сенокосы и пастбища. Поэтому с 50-х гг. площадь пашни и пастбищно-сенокосный фонд оставались относительно постоянными. Централизованное управление сельским хозяйством в условиях характерной для этой части Украины невысокой заселенности и развитой сети сравнительно небольших населенных пунктов (без урбанизации и техногенизации окружающих территорий) привело к тому, что практически все овражно-балочные системы одновременно и достаточно равномерно стали подвергаться усиливающейся пастбищной нагрузке. Опрос местного населения показал, что в 50-70 гг. XX в., в период резкой интенсификации сельского хозяйства, все балки без исключения использовались под пастбища.

Ответом на данное воздействие явилась трансформация растительности целинных участков, используемых под выпас КРС, до средних и последних стадий (III-V, по Л.Г. Раменскому (1971)) пастбищной дигрессии. Как было показано в наших работах (Ронкин, Савченко, 2000), это коренным образом улучшило кормовые условия степного сурка. Наилучшие кормовые условия для этого вида формируются на участках, где под влиянием выпаса образуются пастбищные луговые сообщества. В них преобладают виды поздних этапов пастбищной дигрессии (*Polygonum aviculare* L., *Taraxacum officinale* Webb ex Wigg., *Trifolium repens* L., *Plantago media* L., *Achillea submillefolium* Klok. et Krytska и др.). Такие сообщества, наиболее полно отвечающие пищевым потребностям сурка, формируются на днищах балок, т.е. на относительно увлажненных участках. В связи с этим, именно на левобережье р. Северский Донец, характеризующимся наиболее изрезанным холмистым рельефом с развитой овражно-балочной сетью, сложились оптимальные условия для «возрождения» степного сурка. Это создало возможности для быстрого роста численности вида (на то время он уже имел статус охраняемого) и расширения территории его распространения.

Благоприятные условия обитания для степного сурка были созданы практически по всей овражно-балочной сети и долинах рек как в Великобурлукском районе, так и за его

пределами. Численность Великобурлукской (Харьковской) местной популяции степного сурка в 1967 г. составила 17110 (Абеленцев, 1971), в 1974 г. - около 30 тыс. (Абеленцев, 1975). Она неуклонно росла до начала 80-х годов (в 1981 г. - 60 тыс. (Кривицкий, Токарский, 1983)), а затем, после непродолжительной стабилизации (к концу 80-х гг.), наметилась тенденция к снижению численности (в 1987 г. - около 50000). За 15-летний период - с конца 80-х гг. XX в. - численность популяции уменьшилась более чем в 2 раза (в 2005-2006 гг. - около 23000 особей). Вместе с тем, площадь территории, занимаемая ею, продолжает расширяться. Так в 1958 г. она составляла 750 км², в 1967 г. - 1130, в 1974 г. - 1250, в 1987 г. - 2750, в 2005 г. - 4500 км² (Токарский и др., 2006). Те же процессы отмечаются и в Стрельцовской (Луганской) местной популяции (Абеленцев, 1967, 1971, 1975; Токарский, 1997).

Поскольку увеличение поголовья КРС происходило повсеместно и характеризовалось сходными темпами, выпас в условиях сплошной распашки стал тем фактором, который преобразовал ландшафт и определил направление развития всей экосистемы. Близкое соседство балок пастбищеоборота, заселенных сурками, с сенокосными лугами, с полями многолетних трав (где по отаве также производится выпас) и полями сельхозкультур с разной фенологией, а также с дорогами (на обочинах которых преобладает сорная растительность) еще более повысило кормовую емкость овражно-балочных систем. Впоследствии, к перечисленным выше предпочитаемым местообитаниям сурков прибавились оставленные людьми деревни и хутора, из которых жители переселились в города и большие поселки (Бибииков, Дежкин, 1988; Токарский, 1997 и др.). Данный процесс был характерен в целом для всей европейской части бывшего СССР. По данным Л.Л. Семаго и Л.С. Рябова (1973), Д.И. Бибиикова и А.В. Дежкина (1988), на начальном этапе заселения в колониях сурков, возникших на месте бывших хуторов и деревень, достигается наибольшая плотность населения (13,8 ос./га, в 10 раз выше средней). Со временем, эти территории включаются в пастбищеоборот и полностью сливаются с окружающим ландшафтом; плотность населения сурков устанавливается в соответствии с уровнем пастбищной дигрессии растительности.

Максимальная (по нашим данным, предельная) плотность поселений степного сурка (1,9 сем./га на стационарном участке исследований на протяжении 1992-2006 гг.) наблюдается в условиях значительной (IV-V стадий) пастбищной дигрессии травостоев, что обеспечивает для животных оптимальную кормовую базу. Резкое снижение пастбищной нагрузки на местообитания степного сурка приводит к качественному изменению этих местообитаний. В результате дальнейших демулационных процессов коренным образом меняется (в сторону неблагоприятную для питания степного сурка) соотношение кормовой и не кормовой фитомассы (Ронкин, Савченко, 2000; Ronkin, Savchenko, 2004), что приводит к падению кормовой емкости данных территорий и, как следствие, резкому уменьшению числа семей на единицу площади при I-II стадиях пастбищной дигрессии.

Анализ динамики численности крупного рогатого скота в Великобурлукском районе показывает, что пик поголовья КРС приходился на середину 80-х гг., а в 90-е гг. началось его резкое снижение. Такая же тенденция наблюдается и в динамике численности степного сурка. За 15-летний период - с конца 80-х гг. XX в. - численность КРС уменьшилась в 5 раз. Резкое сокращение животноводческого сектора фактически означает выведение ряда балок из системы пастбищеоборота (прекращение выпаса). В настоящее время данный процесс происходит повсеместно. Многолетние наблюдения за состоянием поселений степного сурка на стационарных участках свидетельствует о том, что это влечет за собой снижение воспроизводства и, в среднем по учетным площадкам, с 1992 г. двукратное ($2,44 \pm 0,79$, $p=6$) уменьшение числа семей на единицу площади (Токарский и др., 2006), что приводит к снижению численности данного вида в целом. Вместе с тем, в балках, продолжающих подвергаться значительным пастбищным нагрузкам, число семей на единицу площади остается на прежнем уровне. Именно такие местообитания пока еще обеспечивают дальнейшее расширение ареала популяции.

Таким образом, сочетание овражно-балочного рельефа со сложившейся к середине XX

в. структурой сельскохозяйственного производства, моделирующей естественные отношения крупных фитофагов и растительности, наряду с мерами охраны позволило степному сурку занять свое исконное место в образовавшейся экосистеме. Т.е., не адаптационная пластичность вида, а, напротив, реставрация экосистем пастбищного типа (под влиянием хозяйственной деятельности человека) является причиной феномена «возрождения» степного сурка. Отметим, что дальнейшая интенсификация сельскохозяйственного производства в направлении высокопродуктивного стойлового животноводства очень быстро (за считанные годы) приведет к краху сложившихся под влиянием выпаса степных экосистем.

УДК 502 (252.5)

Уманець О.Ю., Селюніна З.В., Руденко А.Г., Ніточко М.І.

Чорноморський біосферний заповідник НАН України, вул. Лермонтова, 1, м. Гола Пристань, Херсонська обл., 75600, Україна. E-mail: bsbr-nauka@yandex.ru

ЯГОРЛИЦЬКИЙ ПІВОСТРІВ ПЕРСПЕКТИВНА ТЕРИТОРІЯ ДЛЯ ПРИРОДООХОРОННОГО РЕЗЕРВУВАННЯ ТА ДЛЯ СТВОРЕННЯ БУФЕРНОЇ ЗОНИ ЧОРНОМОРСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА

Збереження природних комплексів, що представлені на території Чорноморського біосферного заповідника, усього біорізноманіття в районі Чорноморського біосферного заповідника, а також ефективного управління природними ресурсами і їх тривале стале використання вимагають забезпечення суттєвого вдосконалення територіальної структури ЧБЗ. Севільська стратегія біосферних заповідників (м. Севілья, Іспанія, березень 1995 року) відмічає, що кожний «біосферний резерват повинен складатися з трьох елементів: однієї чи декількох зон ядра, які представляють собою надійно захищені ділянки для охорони біологічного різноманіття, спостережень за найменш пошкодженими екосистемами; чітко визначеної буферної зони, яка зазвичай оточує або перетинає зони заповідного ядра і використовується для спільних дій; гнучкої перехідної зони (зони антропогенних ландшафтів), яка може включати сільгоспугіддя, рекреаційні ділянки тощо».

Розміри, конфігурація та структура заповідної зони ЧБЗ, в основному, забезпечує умови для збереження унікальних природних комплексів заповідника. В той же час, вона не є достатньою для збереження спектру різноманіття природних комплексів району, підтримання стабільного стану популяцій великих тварин (зокрема ратичних та хижих ссавців, хижих птахів тощо). Першочерговим і невідкладним заходом щодо вдосконалення територіальної, в т.ч. зональної структури ЧБЗ, є створення повноцінної, функціональної буферної зони достатньої площі і конфігурації (Черняков та ін., 1999).

Однією з перспективних для створення буферної зони є ділянка на півострові Ягорлицький Кут, що розташована в межах Голопристанського району Херсонської області, між селами Краснознам'янка і Очаківське та сучасною межею ділянки Чорноморського біосферного заповідника «Ягорлицький Кут».

В геологічному відношенні ця територія є частиною системи гіпсометричне невідокремлених одна від одної терас (друга та третя заплавні тераси Нижнього Дніпра), поверхня яких складається легкими піщаними лесоподібними суглинками товщиною 1-3 м, на яких сформувалися темно-каштанові та каштанові ґрунти в комплексі з солонцями (Макаренко, 1986) і відноситься до Нижньодніпровської терасно-дельтової степової фізико-географічної області (Маринич, Пашенко, Шищенко, 1985).

В системі геоботанічного районування півострів Ягорлицький Кут знаходиться в підзоні типчакково-ковилових степів Європейсько-Азіатської степової області, Причорноморсько-Казахстанської степової підобласті, Причорноморської (Понтичної) степової провінції, Приазовсько-Причорноморської підпровінції. Рослинність півострова

представляє собою західаопрічорноморський варіант опустелених полиново-дерновинно-злакових степів (Лавренко, 1956, 1970).

Комплексність ґрунтового покриву, різниця вологості та засолення обумовлюють комплексну структуру природного рослинного покриву. В межах півострова характерні для цього типу степів травостої чергуються з низинами, порослими рослинністю вологих місцезростань і великими ділянками солончаків.

Слабко підвищені рівнинні плакорні ділянки займають формації пустельних солонцюватих степів, в основному, *Festuceta valesiacaе*, *Agropyroneta pectinatae*, *Stipeta capillatae*, *Artemisieta santonicae* та ін.

Засолені луки низьких ділянок та схилів представлені переважно формаціями *Puccinellieta fominij*, *P. eilykianaе*, *P. gigantei*, *Elytrigieteta elongatae*, *Aeluropieteta littoralis*.

В умовах непромивного режиму плоских депресивних форм рельєфу формується справжня солончакова рослинність, що представлена формаціями *Halimioneta verruciferae*, *Halocnemeta strobilacei*, *Salicornieta europaеa*, *Frankenieta hirsutae*.

В складі рослинного покриву даної ділянки півострова зустрічається ряд угруповань, співдомінантами котрих є види вищих рослин, що підлягають охороні як на регіональному, так і на державному і міжнародному рівнях.

Формація *Stipeta capillatae* занесена на сторінки Зеленої книги України (1987), а її домінуючий ценозоутворювач — до другого видання Червоної книги України (1996).

На узбережжі Тендрівської затоки описана виключно рідкісна галофітна асоціація *Puccinellieta syvaschicae*, основний ценозоутворювач якої є вузьким ендемічним видом і занесений до Європейського Червоного списку (Уманец, 2000).

Серед рідкісних галофітних асоціацій, що характерні для цієї території, необхідно назвати також *Halocnemetum strobilacei frankeniosum pulverulentae*, співдомінант якої *Frankenia pulverulenta* L. занесений до Світового Червоного списку, і *Halocnemetum strobilacei lepidiosum pumilii* з участю рідкісного середньоазіатського виду *Lepidium pumilum* Boiss. et Bal.

В пониженнях мікроподів зустрічаються рідкісні види: *Allium regelianum* A. Becker ex Пјіп, що занесені до Червоної книги України, Європейського Червоного списку та Міжнародного списку видів, що охороняються (Уманец и др., 2002) та *Allium scythicum* Zoz, занесений у Червону книгу України та Європейський Червоний список (Уманец, 1998).

Збережений у межах Ягорлицького півострова західнопрічорноморський регіональний варіант опустелених степів має вкрай незначне розповсюдження у вигляді вузької перерваної смуги уздовж узбережжя Чорного моря від гирла Дунаю до Скадовська. Як показали наші дослідження, інших більш крупніших ділянок такого варіанту рослинності в теперішній час не збереглося. Територія Ягорлицького півострова представляє собою практично єдиний збережений еталон західнопрічорноморських приморськополинково-дерновиннозлакових степів.

Різноманітна та численна фауна безхребетних приморського степу. Найбільш вивченим її компонентом на цей час є герпетобій (Ниточко, 2005а). Він характеризується низьким рівнем загального багатства безхребетних і невеликими показниками видової різноманітності порівняно з заповідними степами на піщаних аренах. Ця обставина узгоджується з жорсткими умовами існування на півострові - від повного висихання ґрунту до затоплення різної тривалості при великому ступені засолення.

В герпетобії степових біотопів центральної частини півострова особливе місце займають мурахи (*Formicidae*), туруни (*Carabidae*) та чорнотілки (*Tenebrionidae*) як найбільш чисельні та помітні компоненти населення безхребетних. Склад й структура населення берегової лінії затоки закономірно дуже відрізняється від таких в біотопах степу: в весняно-літній період масовими елементами є *Amphipoda* та *Isopoda*, а в пізньо-літній - турун *Broscus semistriatm* Dej. - вид, що в умовах півострова є політопом, який віддає перевагу прибережно-такирним місцям мешкання.

Характерними представниками герпетобію заповідної ділянки «Ягорлицький Кут»

серед турунів є *Br. semistriatus*, *Ophonus cribricollis* Dej., еврибіонт *Pseudophonus rufipes* Deg., *Brachinm explodens* Duf., *Harpalus rubripes* Duft., політоп *Calathus melanocephalm* L., *Carabus clathratm* L., *Pterostichus cupreus* L., *Anisodactylus pseudoaeneus* Dej.; серед жуків-чорнотілок (домінуюча група власне приморського степу) - *Pimelia subglobosa* Pall., *Blaps lethifera* Marsh, і *Prosodes obtusa* F.; серед вусачів - *Dorcadion eqmstre* Laxm. - вид, занесений до Червоної книги України (Ніточко, 20056). Серед видів, що охороняються в Україні, варто згадати метелика *Zegris eupheme* Esp., який зустрічається на півострові в значній кількості.

Своєрідна орнітофауна зонального приморського степу. Більшість з 200-250 видів приморського степу зустрічаються під час міграцій, 50-70 видів використовують степ як кормовий біотоп в гніздовий період, гніздиться близько 20-30 видів (включаючи озера і нори) (Ардамацкая, Руденко, 1996; Руденко, 1998). Домінуючі види приморського степу: польовий жайворонок *Alauda arvensis*, степовий жайворонок *Melanocorypha calandra*, сіра чепура *Ardea cinerea*, крижень *Anas platyrhynchos*, свищ *A. peneiope*, брижач *Phylomachus pugnax*, побережник чорноволий *Calidris alpina*, звичайний шпак *Sturnus vulgaris* та ін.

В пониззях степу формуються ефемерні водойми, які приваблюють багатьох мігруючих птахів, зокрема сивок, коловодників, побережників, брижачів, кульонів, грициків. На самому узбережжі знаходять притулок та живлення мігруючі навколводні птахи. Суходільні ділянки приморського степу використовують для гніздування дерихвости та перепілки. Під час міграцій в приморському степу можна зустріти сірих та степових журавлів *Grus grus*, *Anthropoides virgo*, чорного лелеку *Ciconia nigra*, дрохву. Зимують тут різні види гусей, серед яких сірі (*Anser anser*) та білолобі гуски (*Anser albifrons*), а також мала гуска *Anser erythropus* та червоновола казарка *Branta ruficollis*, що знаходяться під особливою охороною (МСОП). Озера, що розташовані на даній ділянці, представлені як окремими ізольованими утвореннями, так і водоймами, з'єднаними з затоками, використовуються птахами під час відпочинку і як кормові біотопи. На озерах налічується близько 70 видів птахів водно-болотного комплексу (з них 11 видів занесено до Червоної книги України), загальною чисельністю 11-15 тис. особин на рік. Значна їх кількість знаходиться під охороною Конвенції «Про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ в Європі» (Бернська Конвенція). Серед них і хижі птахи, такі як могильник (*Aquila heliaca*), орлан-білохвіст (*Haliaeetus albicilld*), підорлики та ін. Особливе місце займає вимираючий вид Палеарктики тонкодзьобий кульон (*Numenim tenuirostris*), що відмічається на Ягорлицькому півострові під час міграцій. Відповідно до класифікації видів МСОП (IUCN), він віднесений до категорії «У критичному стані». Уздовж всього півострова пролягає історичний міграційний шлях птахів водно-болотного комплексу, денних хижаків і горобиних, що робить цю територію важливою згідно з Угодою про збереження афро-євразійських мігруючих водно-болотних птахів (AEWA).

Це підтверджує важливість даної території, як значного резервату птахів, тому надання їй природоохоронного статусу - першочергова задача в збереженні водно-болотного та типового степового орнітокомплексів Північного Причорномор'я.

Фоновими видами ссавців в приморському степу є східноєвропейська полівка, малий ховрах, великий тушканчик, в останні роки поступово відновлюється популяція степового тхора (Червона книга України). Мешкають тут степова гадюка та жовточеревий полоз - види, що охороняються.

Теріофауна півострова представлена 19 видами, що належать до 15 родів, 10 родин і 6 рядів. Фоновими видами гризунів є суспільна полівка (*Microtus socialis*) в пустельному степу й на солонцях, східноєвропейська полівка (*M. rossiaemeridionalis*) у пониззях з високим степовим різнотрав'ям, мала лісова миша (*Sylvaemus uralensis*) на окраїнах очеретяних заростей (Селоніна, 1996).

Суспільна полівка в приморському степу нашого регіону є ключовим видом у процесі мікросередовищеутворення й фоновим видом фауни ссавців. Відносна чисельність за різні роки (1989-2003) становила від 0,8 ос./100 пастко-діб до 9,8 ос./100 пастко-діб в 1991 році й 8,2 ос./100 пастко-діб в 1999 році. В 2003 році на Ягорлицькому Куті щільність населення *M.*

socialis склала 710 ос./га. Характерні біотопи перебування суспільної полівки займають близько третини території півострова. Потрібно відзначити, що при південно-західному й південному вітрах регулярно відбуваються нагонні явища, і пониззя приморського степу заливаються водою. Найчастіше це трапляється навесні в період весняних штормів, крім того, сніжні зими часто викликають весняне підтоплення степу. Регулярні підтоплення відіграють важливу роль регулятора чисельності суспільної полівки. У сприятливі роки щільність її населення може досягати 1000 ос./га (2002 рік).

В умовах заповідного степу при практично повній відсутності пасовищного навантаження щільність населення суспільної полівки вище, ніж на пасовищах, що відрізняє її від інших степових гризунів (*Allactaga Jaculus*, *Citellus pygmaeus*), чисельність яких на землях, що випасаються, в 2-3 рази вище, ніж на цілині. Дрібні ссавці є чудовою кормовою базою для хижаків, серед яких вид, що охороняється - степовий тхір (*Mustela evermanni*).

Пониззя причорноморського степу є улюбленим біотопом мешкання прудкої ящірки (*Lacerta agilis*), на більш підвищених ділянках часто зустрічається степова гадюка (*Vipera ursini*), в останні роки почастишали зустрічі з жовточеревим полозом (*Coluber jugularis*). Серед амфібій тут мешкає лише зелена ропуха (*Bufo viridis*).

Як ми бачимо, стан природних комплексів півострова Ягорлицький Кут в його незаповідній частині дозволяє використати ці території для створення буферної зони біосферного заповідника. Створення буферної зони з обмеженим природокористуванням дасть змогу більш успішно зберігати унікальні природні комплекси регіону, які репрезентативно представлені в Чорноморському біосферному заповіднику, підтримати традиційне природокористування та на цій підставі сприяти сталому розвитку регіону.

- Ардамацкая Т.Е., Руденко А.Г.* Птицы. Позвоночные животные Черноморского биосферного заповедника (аннотированные списки видов) // Вести, зоол. - 1996. — Отд. вып. № 1. — С. 19-38. Зеленая книга Украинской ССР: Редкие, исчезающие и типичные, нуждающиеся в охране растительные сообщества / Под ред. Шеляга-Сосонко Ю.Р. - Киев: Наук, думка, 1987. - 216 с. *Лавренко Е.М.* Провинциальное разделение Причерноморско-Казахстанской подобласти степной области Евразии // Ботан. журн. - 1970. - Т. 55, № 5. - С. 609-625. *Лавренко Е.М.* Степи и сельскохозяйственные земли на месте степей // Растительный покров СССР: Поясн. текст к Геоботан. карте СССР. - М-Л.: Изд-во АН СРСР, 1956. - С. 595-730. *Макаренко Д.Е.* Геологическое строение Украины. Причерноморская впадина // Природа Украинской ССР. Геология и полезные ископаемые. - Киев: Наук, думка, 1986. - С. 58-67.
- Маринич А.М., Пащенко В.М., Шищенко П.Г.* Природа Украинской ССР. Ландшафтное и физико-географическое районирование. - Киев: Наук. Думка, 1985. - 224 с. *Ниточко М.И.* Напочвенная мезофауна полуострова Ягорлицький Кут (Херсонская область) // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах: Материалы III Международной научной конференции (Днепропетровск, 4-6 октября 2005 г.). - Днепропетровск: Изд-во ДНУ, 2005а. - С. 203-204
- Ниточко М.И.* *Dorcadion equestre* Laxm. (Coleoptera, Cerambycidae) в Чорноморському біосферному заповіднику // Вестн. зоол. - 2005б. - Т. 39, № 1. - С. 70. *Руденко А.Г.* Современное состояние орнитофауны степных природных комплексов Черноморского биосферного заповедника // Актуальні питання збереження та відновлення степових екосистем. - Асканія-Нова, 1998. - С. 301-303. *Селюніна З.В.* Млекопитающие. Позвоночные животные Черноморского биосферного заповедника (аннотированные списки видов) // Вестн. зоол. - 1996. - Отд. вып. № 1. - С. 39-44. *Уманец О.Ю.* Высшие растения Красной книги Украины и Европейского Красного списка на территории Черноморского биосферного заповедника // Заповідна справа в Україні. - 1998. - Т. 4, вип. 2. - С. 10-13.
- Уманец О.Ю.* Фитоценотическая характеристика сообществ с участием *Ruscicellia syvaschica* Bylik на территории Черноморского биосферного заповедника // Заповідна справа в Україні. - 2000. - Т. 6, вип. 1. - С. 14-16. *Уманець О.Ю., Войтюк Б.Ю., Соломаха І.В.* Ценотичний діапазон існування рідкісного виду *Allium regelianum* А. Веcker ex Пjпін на території Чорноморського біосферного заповідника (Херсонська область) // Вісник Київського університету ім. Тараса Шевченка. Інтродукція та збереження рослинного різноманіття. - 2002. - Вип. 5. - С. 63-64. *Черняков Д.А., Уманець О.Ю., Селюніна З.В., Руденко А.Г., Ткаченко П.В.* Ландшафтне та біологічне різноманіття територій сільськогосподарського призначення в зоні причорноморських степів // Заповідна справа в Україні на межі тисячоліть. - Канів, 1999. - С. 169-175.

УДК 502.7. :581.961:087/477/

Устименко П.М.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, вул. Терещенківська, 2, Київ, 01001, Україна.

E-mail: geobot@ukr.net.

СИНФІТОСОЗОЛОГІЧНА КЛАСИФІКАЦІЯ СТЕПОВОЇ РОСЛИННОСТІ СТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ

Різноманітність рослинних угруповань певних територій може бути визначена через оцінку їх фітоценофону за обраною мірою (Шеляг-Сосонко, Жижин, 1993). З визнання необхідності збереження ценотичної різноманітності положення, зафіксованого в Конвенції про біорізноманіття - витікає пріоритетний розвиток досліджень, які передбачають проведення робіт з оцінки фітоценофону з позицій созологічної цінності.

В добу парадигми охорони біорізноманітності класифікація виступає основою виявлення біорізноманітності на підставі обраної міри. Будь-який варіант групування об'єктів буде оптимальним лише для деяких конкретних цілей. Необхідність збереження ценотичної різноманітності зумовлює проведення класифікації фітоценофону на підставі созологічної цінності його асоціацій. Методично досконалішою класифікацією рослинності для цілей охорони є фітоценотична, тому синтаксони ми визначали за вітчизняною класифікацією, як це і рекомендовано в одному з положень «Порядку денного на XXI століття (Agenda 21)».

За розробленою методологією синфітосозологічної оцінки фітоценофону (Устименко, 2003, 2005; Шеляг-Сосонко та ін. 1999, 2002) проведено синфітосозологічну оцінку степоценофону степової зони України. Інтегральна оцінка асоціацій дала змогу відобразити в цифрових показниках їх созологічне значення і залежно від нього розробити їх созологічну класифікацію, яка надасть можливість проводити ексклюзивне виявлення типових, рідкісних та унікальних асоціацій, обґрунтовувати форми та режими збереження й природокористування.

В залежності від величини показників синфітосозологічного індекса (СФІ) як інтегрального показника оцінки розроблена синфітосозологічна класифікація. Виділяється чотири синфітосозологічні класи (СФК). У I СФК об'єднані асоціації найвищого (національного) ступеня раритетності, що мають найвищі показники (СФІ >I), відзначаються найбільшим созологічним значенням асоціацій, вразливістю їх щодо зовнішнього впливу і тому їх збереження можна забезпечити в системі ПЗФ. До II СФК належать асоціації нижчого (регіонального) созологічного рівня (СФІ 8-11), які можна охороняти в умовах заказного режиму, а також у відповідних господарських угіддях із спеціальним режимом збереження та використання. До III СФК типових асоціацій увійшли зональні значно поширені фітоценози (СФІ 5-7,9), яким зникнення не загрожує, тому для них доцільно застосовувати збалансоване використання з режимом, який забезпечував би збереження їх природного стану, покращення біологічної стійкості та природного відновлення. У ГУ СФК згруповані асоціації найнижчого созологічного рівня з показниками СФІ <5, які відзначаються найнижчим созологічним значенням асоціацій, що потребують застосування режиму, який сприяв би відновленню вихідних ценозів. Оскільки до одного класу потрапили асоціації з однаковим індексом, але з різною созологічною специфікою, то синфітосозологічний клас поділяється на *синфітосозологічні категорії*. Чим більше останніх буде виділено для певного масиву даних, тим потенційно точніше класифікація зможе відобразити вихідний розподіл об'єктів в просторі ознак. Обмеженням максимального дроблення класифікації є точність, яка потрібна для отримання характеристик класифікаційних одиниць. У зв'язку з великою кількістю созологічних відмін між асоціаціями рослинності України в силу екологічних, фітоценотичних, ботаніко-географічних та інших особливостей формування останньої з нумерацією виділених категорій, як це зроблено для синфітосозологічних класів, є недоцільним. Тому категоріям присвоюється назва із найважливіших ознак асоціацій, а їх нумерація проводиться лише у межах СФК, причому остання не обов'язково співпадає з їх назвами у однойменних класах

різних формацій навіть одного типу рослинності. До деяких назв категорій слід дати пояснення: «велике фітосозологічне значення», яке означає, що у формуванні фітоценозу бере участь не менше ніж два види, що мають юридичне закріплення созологічний статус (ЧКУ, ЄЧС), «велике ботаніко-географічне значення» означає, що у формуванні фітоценозу беруть участь не менше як два види, що мають ботаніко-географічну значущість (ендемік, вид з диз'юнктивним ареалом, пограничноареальний вид).

Фітоценофонд формацій, асоціації яких віднесені до трьох-чотирьох синфітосозологічних класів із багатьма синфітосозологічними категоріями, є ценотично *різноманітним* з позицій созологічної цінності; до двох синфітосозологічних класів чи одного синфітосозологічного класу з багатьма синфітосозологічними категоріями є *малорізноманітним*; до одного синфітосозологічного класу з небагатьма синфітосозологічними категоріями - є *одноманітним*.

Для встановлення созологічної цінності фітоценофонду та їх порівняння ми ввели показники: «ступінь національної раритетності фітоценофонду» і «ступінь регіональної раритетності фітоценофонду». Перший визначається як показник міри рідкості фітоценофонду на національному рівні, який виявляється співвідношенням кількості асоціацій загальнодержавної созологічної значущості у фітоценофонді (I СФК) до усієї кількості асоціацій фітоценофонду. Виділено три ступені раритетності: низький (до 10 %), середній (10-15 %), високий (>15 %). Показники вказаних рівнів визначалися від рівня середнього загальнонаціонального показника, який за нашими підрахунками становить 14 %.

Ступінь регіональної раритетності фітоценофонду є показником міри рідкості фітоценофонду на регіональному рівні і виявляється співвідношенням кількості регіональне рідкісних асоціацій у фітоценофонді (II СФК) до усієї кількості асоціацій фітоценофонду. Виділено три ступені раритетності: низький (до 25 %), середній (25-35 %), високий (>35 %). Показники вказаних рівнів визначалися від рівня середнього загальнонаціонального показника, який за нашими підрахунками становить 34 %.

Отже, синфітосозологічна класифікація дозволить встановити ценотаксономічну різноманітність з позицій созологічної цінності, визначити об'єкти спектра дій від абсолютної заповідності до гармонійного невиснажливого та збалансованого використання.

За матеріалами опублікованих наукових праць та зібраними під час власних польових досліджень для степової зони України встановлено 412 асоціацій 55 формацій степової рослинності, які відносяться до трьох СФК. До I СФК належать 112 асоціацій (27 %), розподілених по 12 синфітосозологічних категоріях: вузько поширених фітоценозів великого фітосозологічного і ботаніко-географічного значення - 20 асоціацій; вузько поширених фітоценозів великого фітосозологічного значення - 21 асоціація; вузько поширених фітоценозів великого ботаніко-географічного значення з співдомінуванням виду, занесеного до Європейського червоного списку (ЄЧС) і Червоної книги України (ЧКУ) - шість асоціацій; вузько поширених фітоценозів великого ботаніко-географічного значення — п'ять асоціацій; вузько поширених фітоценозів великого ботаніко-географічного значення з домінуванням виду, занесеного до ЄЧС і ЧКУ - одна асоціація; вузько поширених фітоценозів з домінуванням ендемічного виду, занесеного до ЄЧС і ЧКУ - 25 асоціацій; вузько поширених фітоценозів з співдомінуванням ендемічного виду, занесеного до ЄЧС і ЧКУ - одна асоціація; вузько поширених фітоценозів із співдомінуванням пограничноареального виду, занесеного до ЄЧС і ЧКУ - три асоціації; вузько поширених фітоценозів з домінуванням виду, занесеного до ЧКУ, і співдомінуванням ендемічного чи пограничноареального виду — три асоціації; вузько поширених фітоценозів з співдомінуванням ендемічного виду - чотири асоціації; вузько поширених фітоценозів з домінуванням пограничноареального виду, занесеного до ЧКУ - 15 асоціацій; вузько поширених фітоценозів з домінуванням пограничноареального виду - вісім асоціацій.

У II СФК налічується 166 асоціацій (40 %) десяти категорій: вузько поширених фітоценозів із співдомінуванням виду, занесеного до ЧКУ - 27 асоціацій; вузько поширених фітоценозів з співдомінуванням пограничноареального виду, занесеного до ЧКУ - 1

асоціація; вузько поширених фітоценозів з домінуванням виду, занесеного до ЧКУ - 31 асоціація; вузько поширених фітоценозів з домінуванням пограничноареального виду - 20 асоціацій; вузько поширених фітоценозів з співдомінуванням пограничноареального виду - 18 асоціацій; вузько поширених фітоценозів низького ступеня трапляння - 36 асоціацій; широко розповсюджених фітоценозів з домінуванням виду, занесеного до ЧКУ і співдомінуванням пограничноареального виду -- дві асоціації; широко розповсюджених фітоценозів великого ботаніко-географічного значення з домінуванням виду, занесеного до ЧКУ - одна асоціація; широко розповсюджених фітоценозів з домінуванням виду, занесеного до ЧКУ - 28 асоціацій; широко розповсюджених фітоценозів з співдомінуванням ендемічного виду — дві асоціації.

Третій СФК складається із 134 асоціацій (33 %) п'яти категорій: широко розповсюджених фітоценозів низького ступеня трапляння - 94 асоціації; широко розповсюджених фітоценозів високого ступеня трапляння - 18 асоціацій; широко розповсюджених фітоценозів, співдомінантом яких є вид, занесений до ЧКУ - вісім асоціацій; широко розповсюджених фітоценозів, домінантом яких є пограничноарешний вид - чотири асоціації; вузько поширених фітоценозів високого ступеня трапляння - 10 асоціацій.

Найчисельнішим ценофондом серед степових формацій відзначається *Festuceta valesiaca* (45 асоціацій). В решти формацій у ценофонді налічується від 2 до 20 асоціацій. Різноманітним ценофондом відзначаються п'ять формацій, малорізноманітним 19 формацій, одноманітним - 29 формацій. Найвищою созологічною цінністю характеризується ценофонд 11 формацій (*Artemisieta hololeuca*, *Calophaceta wolgarica*, *Caraganeta scythica*, *Elytrigietta stipifoliae*, *Genisteta scythica*, *Hyssopeta cretacei*, *Spiraeta litwinowii*, *Stipeta dazyphyllae*, *Stipeta graniticola*, *Stipeta zalesskyi*, *Thymeta calcaref*), асоціації яких відносяться лише до I СФК; загалом ценофонд 28 формацій мають у своєму складі групу асоціацій найвищої созологічної цінності.

Отже, степова рослинність є різноманітною, асоціації якої відносяться до трьох СФК і 27 категорій. Особливістю степової рослинності є переважання асоціацій I і II СФК (67 %), тому ценофонд характеризується високим ступенем національної раритетності (27 %) і високим ступенем регіональної раритетності (40 %).

Такий розподіл асоціацій степової рослинності у системі синфітосозологічних ознак пояснюється тим, що домінуючі фітоценотипичні позиції займає значна кількість созологічно- і ботаніко-географічно значущих видів, які у різноманітних екологічних умовах регіону формують фітоценози високого ступеня раритетності. Крім того, вони збереглися на незначних площах. Малопоширеність степових ділянок вплинула на інтегральну созологічну оцінку порушених степових фітоценозів, у зв'язку з чим серед степової рослинності відсутня група асоціацій найнижчої созологічної цінності (IV СФК).

Устименко П.М. Ценотаксономическое разнообразие и синфитосозологическая классификация лесной растительности Украины // Ботан. журн. - 2003. - Т. 88, № 2. - С. 17-27. Устименко П.М.

Фітоценоотаксономічна різноманітність України: фітоценологія, методологія, аналіз та прикладні аспекти: Автореф. дис... д-ра біол. наук: 03.00.05 / Ін-т ботаніки НАНУ. - Київ, 2005. - 37 с.

Шеляг-Сосонко Ю.Р., Жижин М.П. Парадигма сучасної созології // Укр. ботан. журн. - 1993. - Т. 50, № 1. - С. 9-22. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Вакаренко Л.П., Попович С.Ю. Ценотаксономічне

різноманіття лісів

України: методи оцінки та синфітосозологічна класифікація // Укр. ботан. журн. - 1999. - Т. 56, № 1. - С. 74-78. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Попович С.Ю. Вакаренко Л.П. Зелена книга України.

Ліси. - Київ:

Наук, думка, 2002. - 225 с.

УДК 631.45

Ушачева Т.Н.

Биосферный заповедник «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна, ул.Фрунзе, 13, мп Аскания-Нова, Чаплинский-р-н, Херсонская обл., 75230, Украина. E-mail: askania-zap@mail.ru

АНАЛИЗ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕМНО-КАШТАНОВЫХ ПОЧВ БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА «АСКАНИЯ-НОВА»

Почвенный покров биосферного заповедника представлен преимущественно темно-каштановыми остаточными солонцеватыми почвами (85%) и почвами лугового ряда, включая глеезолы днищ подов (15%). На верхних частях склонов Большого Чапельского пода распространены солонцовые комплексы, в которых удельный вес солонцов степных глубоко-столбчатых достигает 30 %, особенно в северо-восточной части.

На территории заповедника исторически сложились четыре основных способа природопользования темно-каштановых почв:

1. Целина, отдельные участки которой находятся на заповедном режиме с 1898, 1927 и 1966 гг.;
2. Богарная пашня с территориально фиксированной давностью освоения с 1905, 1946 и 1962 гг.;
3. Орошаемая пашня с 1965 и 1977 гг.;
4. Орошаемые массивные насаждения дендрологического парка с 1887 и 1969 гг.

Наличие указанных способов природопользования дает возможность слежения за почвенным плодородием в природном ядре и в зонах буферной и интенсивного земледелия.

В работе использованы сохранившиеся архивные документы, научные публикации по Аскании-Нова и данные личных экспериментальных исследований.

Анализ основных способов природопользования темно-каштановых остаточных солонцеватых почв биосферного заповедника «Аскания-Нова» позволил сделать следующие выводы:

I. Природное ядро заповедника «Аскания-Нова» на основной территории представлено коренными почвенными комплексами, физико-химические показатели которых соответствуют их типовой характеристике.

II. Заповедный режим природопользования способствует восстановлению природного равновесия в целинных экосистемах и длительное его использование создает стабильное состояние запасов гумуса. Как показал исторический анализ содержания гумуса в верхнем десятисантиметровом слое целинных почв, в 1926 г. оно составляло 4,71% (Саввинов, Францесон, 1930); в 1952 г. - 4,46% (Карасев, 1952); в 1979 - 4,77-4,92% (Звегинцев, Орешкина, 1985; Ушачева, 1987). По данным Клепинина (1909) содержание гумуса в этом же слое почвы было равным 4,99%. Таким образом за рассматриваемый период (1909-1987 годы) содержание гумуса в плакорных местообитаниях практически не изменилось.

III. Оценивая богарное земледелие как способ использования темно-каштановых почв (блоки по градиенту давности освоения: > 25 > 40 > 80 лет), необходимо отметить следующие изменения основных параметров почвенного плодородия.

1. Сокращение мощности гумусового горизонта на 1,4 см, близкое к достоверному ($P \sim 0,95$) при давности распашки более 40 лет и на 2,3 см ($P = 0,99$) при освоении более чем 80-тилетней давности (слой 0-20 см).

2. Падение содержания гумуса в 1-метровом слое почвы соответственно на 1,47; 2,61 и 2,66%. Величина снижения является высоко достоверной как между целинным вариантом и 25-летней пашней, так и между 25- и 40-летней пашней ($P = 0,99$). Ежегодные потери запасов гумуса в 40-сантиметровом слое почвы составляют 2,02 т/га в первые 25 лет после освоения, а в последующие 56 лет - 0,93 т/га. Среднегодовое уменьшение содержания гумуса составляет 1,89 т/га за 80 лет использования пашни.

3. Уровень содержания общего азота имеет аналогичную тенденцию, что приводит к сужению отношения C : N, которое на целине, 40- и 80-летней пашне

соответственно равно 10 : 1; 8,9 : 1; 8,5 : 1 (Ушачева, 1987).

4. Структурно-агрегатный состав претерпевает значительные изменения с увеличением давности распашки темно-каштановых почв. Так, количество агрегатов фракции 1-5 мм закономерно уменьшается с 57,8% в целинных условиях до 32,5% га на пахоте 80-летней давности.

Аналогичная картина по перечисленным показателям наблюдается и в подпахотном (20-40 см) горизонте, однако степень проявления процессов выражена слабее.

IV. Массовое орошение, являясь с одной стороны фактором значительного повышения урожая сельскохозяйственных культур, с другой способствует дальнейшему уменьшению как запасов органического вещества и общего азота в почве, так и дальнейшей деградации почвенной структуры. Ежегодные потери гумуса и азота в пахотном горизонте в условиях орошения возрастают в 2,0-2,5 раза по сравнению с богарной пашней, уровень водопропускности снижается на 13,7% в слое 0-20 см и на 6,1% в 20-40 см. Резко увеличивается относительная плотность пахотного и подпахотного горизонтов. Воздействие антропогенных факторов в условиях орошения прослеживается до глубины 1 метра. Внесение один раз в 4 года на орошаемой пашне 100 т/га органических удобрений на фоне гипсования (6 т/га) является условием поддержания бездефицитного баланса гумуса при выращивании однолетних культур и расширенного воспроизводства его запасов при возделывании многолетних трав (Ушачева, 1987).

V. Содержание темно-каштановых остаточных солонцеватых почв в условиях длительно орошаемых древесных насаждений (более ста лет), а также замкнутый цикл оборота органического вещества, совместное влияние перевала и интенсивное развитие почвенной мезофауны резко изменило их почвенный профиль и весь комплекс физико-химических свойств:

1. концентрация гумуса в верхнем слое (10 см) почвы значительно больше чем в исходной почве (5,15%);
2. слабощелочная реакция (рН 8,0-8,6);
3. количество обменного кальция (29-39 мг/100 г почвы) значительно выше чем в исходной почве (17,09 мг/100 г почвы);
4. гранулометрический состав, характеризующий отсутствие иллювиального горизонта, присущего темно-каштановым целинным и освоенным почвам;
5. оптимальное сложение почвенного профиля, относительная плотность которого не превышает 1,2 г/см по всей его толще;
6. очень высокие фильтрационные свойства (скорость фильтрации 190 мм/мин);
7. высокая степень оструктуренности верхней гумусовой части профиля, обладающей ценными водостойкими свойствами.

УДК 582.29

Ходосовцев О.Є.

Кафедра ботаніки, Херсонський державний університет, вул. 40 років Жовтня, 27, м. Херсон, 73000, Україна.

E-mail: netl@ksu.ks.ua

ЕШГЕЙНІ ЛИШАЙНИКИ ЯК РАРИТЕТНИЙ ГЕНОФОНД ЛІХЕНОФЛОРИ СТЕПОВИХ РЕФУГУМІВ

Наземні лишайники, які є невід'ємною складовою степових екосистем, на відміну від епіфітних та епілітних видів, є найбільш вразливими. По-перше, це пов'язано з їх малою конкурентною спроможністю, у порівнянні з судинними рослинами. У різнотрав'ях, на луках та степових ділянках Лісостепу лишайниковий покрив практично відсутній. Тільки із появою на півдні України незайнятих судинною рослинністю ділянок ґрунту, рясність звичайних епігейних видів зростає, а ймовірність знаходження рідкісних видів збільшується. По-друге, антропопресинг, який виражається у розорюванні земель, надмірному пасквальному

навантаженні, створенні штучних лісосмуг, веде до повного знищення лишайникових біотопів. Тому і не дивно, що знахідки більшості лишайників є поодинокими і рідко повторюються у часі.

У степовій зоні України існує близько 70 видів лишайників, однак представленість їх у різних її частинах неоднакова. Як піонерні види, лишайники колонізують короткочасові місцезнаходження у корінних степових угрупованнях, наприклад, вільні від судинних рослин ділянки навколо нір степових гризунів (Ходосовцев, 1999). Існування даних екоотопів обмежено у часі, тому тут спостерігаються первинні лишайникові сукцесії за участю *Bacidia bagliettoana* (A. Massal. & De Not.) Jatta, *Catapyrenium squamulosum* (Ach.) Breuss, *Collema tenax* (Swartz) Ach. em. Degel., *Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm., *Endocarpon pusillum* Hedw., *Toninia sedifolia* (Scop.) Timdal та ін. Ділянки степів, де можна зустріти *Agrestia hispida* (Mereschk.) Hale & W.L. Culb., *Aspicilia fruticulosa* (Eversm.) Flagey, *Heteroplacidium phaeocarpoides* (Nyl.) Breuss, *Endocarpon inconspicuum* Oxner, *Fulgensia bracteata* (Hoffm.) Rasanen, *Fulgensia desertorum* (Tomin) Poelt, *Psora decipiens* (Hedw.) Hoffm., *Squamarina lamarckii* (DC.) Poelt, *Squamarina lentigera* (F.C. Weber) Poelt досить рідкісні і пов'язані з подальшими сукцесійними стадіями розвитку лишайникових угруповань. Для розвитку таких угруповань необхідне довготривале існування незайнятих судинними рослинами ділянок степу.

Найбільш сприятливі умови для розвитку епігейних лишайників у петрофітних степах з відслоненнями вапняків. Екотонні ділянки між ґрунтом та кам'янистим субстратом довгий час залишаються вільними від судинних рослин, що сприяє розвитку різноманітних лишайникових угруповань. Найбільше таких ділянок було знайдено на Тарханкутському півострові, по берегах балок правого берега Дніпра, вздовж долини Інгульця, а також Тилигульського лиману. У цих угрупованнях були знайдені такі рідкісні види як *Aspicilia vagans* Oxner, *Leptogium schraderi* (Bernh.) Zahlbr., *Neofuscelia taurica* (Mereschk.) S. Kondr., *Placidopsis cinerascens* (Nyl.) Breuss, *Verrucaria bryoctona* (Th. Fr.) Orange, *Xanthoparmelia desertorum* (Elenkin) Hale та ін.

Концентрація різноманіття епігейних лишайників спостерігається у напівпустельних степах по берегах Сиваша, а також на незруйнованих літоральних валах вздовж Чорного та Азовського морів. Тільки у цих екотопах були знайдені популяції *Teloschistes lacunosus* (Rupr.) Savicz, а також *Caloplaca schythica* Khodosovtsev & Sochting, *Cetraria steppae* (Savicz) Karnef., *Collema limosum* (Ach.) Ach., *Fulgensia bracteata* (Hoffm.) Rasanen, *Thelidium zwackii* (Hepp.) A. Massal., *Xanthoparmelia camtschadalis* (Ach.) Hale, *Xanthoria ectaneoides* (Nyl.) Zahlbr. та ін.

Своєрідне різноманіття епігейних лишайників зустрічається на Кримських яйлах. Тут, крім аридних видів, між відслоненнями юрських вапняків зустрічаються субальпійські лишайники, такі як *Agonimia gelatinosa* (Ach.) Th. Fr., *Anaphychia bryorum* Poelt, *Catapyrenium cinereum* (Pers.) Korber, *Dactilina madreporiformis* (Ach.) Tuck., *Leptogium tenuissimum* (Discks.) Korber, *Leptogium imbricatum* P. Jorg., *Leucocarpia biatorina* (Arnold) Vezda, *Megaspora verrucosa* (Ach.) Hafellner & V. Wirth та ін.

У псамофітних степах нижнього Придніпров'я утворюються складні екотонні ефекти, що пов'язані із рухомістю піщаних кучугур та різними формами мікрорельєфу (Ходосовцев, 2000). Сукупність природних умов на нижньодніпровських аренах, де тільки третина проективного покриття пов'язана із судинними рослинами, веде до значного різноманіття епігейних лишайників (близько 40 видів) (Ходосовцев, 1999). На нижньодніпровських аренах, де значний внесок у різноманіття вносять представники роду *Cladonia* (*C. rangiformis* Hoffm., *C. furcata* (Huds.) Schrad., *C. foliacea* (Huds.) Will, *C. subulata* (L.) F. Weber ex F.H. Wigg., *C. cenotea* (Ach.) Schaer., зустрічаються *Saccomorpha oligotropha* (J.R. Laundon) Clauzade et Cl. Roux, *Diploschistes muscorum* (Scop.) R. Sant, *Neofuscelia pokornyi* (Zahlbr.) Essl.

Унікальними виявилися ділянки лесових відслонень вздовж Дніпро-Бузького лиману. Тут було знайдено 25 епігейних видів лишайників (Ходосовцев, 2006). Серед них вперше для науки описаний *Caloplaca borysthenica* Khodosovtsev & S. Kondr., а також вперше для

України знайдені *Caloplaca raesaeneni* Bredk., *Rinodina mucronatula* H. Magn., *Collema coccophorum* Turk.

Отже, найбільш вразливими виявляються епігейні лишайники відкритих степових екосистем, серед яких є низка реліктових та зникаючих внаслідок антропопресингу видів. Для їх охорони включено до другого видання Червоної книги України такі епігейні види лишайників як *Aspicilia vagans* Охнер, *Leptogium shraderi* (Ach.) Nyl., *Leucocarpia biatorina* (Arnold) Vezda, *Fulgensia desertorum* (Tomin) Poelt, *Leptogium imbricatum* P. Jorg., *Squamarina lentigera* (F.C. Weber) Poelt. Для охорони раритетного біорізноманіття, у тому числі і ліхенобіоти, необхідно надати статус ландшафтних або ботанічних заказників усім балкам на правому березі Дніпра у межах Херсонської області, а також створити між с. Бобровий Кут (Херсонська область, Білозерський р-н) та с. Яківлівка (Миколаївська обл., Снігурівський р-н) Інгuleцький природний заповідник.

Ходосовцев О.Є. Лишайники причорноморських степів України. - Київ: Фітосоціоцентр, 1999 - 236 с.
Ходосовцев А. Е. Значение экотонных для сохранения зональной лишайнофлоры степных ценозов Украины // Охрана степей Евразии (Оренбург, 4-8 июня 2000г.). - Оренбург, 2000. - С. 391-393. Ходосовцев А.Е. Лишайники лесовых обнажений юга Украины // Охрана степей Евразии (Оренбург, 4-8 сентября 2006 г.). - Оренбург, 2006. - С. 743-745.

УДК 631.438

Хоменко В.Н.

Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, ул. Б. Хмельницкого, 15, Киев-30, ГСП, 01601, Украина

ОСОБЕННОСТИ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ БИОМАССЫ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ТИПЧАКОВО-КОВЫЛЬНОЙ СТЕПИ

Материалом данного сообщения были стационарные исследования, которые проводились в 1981-1987 гг. в степных экосистемах заповедника «Асканія-Нова».

Материал собирался с помощью биоценометра площадью 0,25 м² с последующими почвенными раскопками. Учитывая специфику методики, основу сборов составляли почвенно-подстилочные насекомые. В качестве модельных биотопов были исследованы типчаковые и ковыльные растительные ассоциации, а также разнотравные на колониях общественных полевок. Для оценки структурного разнообразия использовался индекс Шеннона (H¹). Отдельные вопросы сезонной динамики беспозвоночных данного региона частично освещены лишь в некоторых работах (Медведев, 1931, 1964; Павлова, 1974, 1976; Хоменко, Петрусенко, Жежерин, 1988; Хоменко, Вакаренко, 1999), что явно недостаточно.

Наибольшие весовые показатели биомассы (табл. 1) компонентов мезофауны на типчатнике и ковыльнике обнаружены весной за счет доминирования малощетинковых червей (*Oligochaeta*), для которых в данный сезон в верхних слоях почвы и растительном опаде создаются наиболее благоприятные гидротермические условия. На колониях роющая деятельность грызунов вызывает аэрацию и высушивание верхних слоев почвы, что и определило низкое присутствие здесь этих мезогигрофилов. Эти же условия, а также высокая скважность почвы вызвали наибольшие показатели биомассы, по сравнению с типчатниками и ковыльниками, кивсяков (*Diplopoda, luliidae*), губоногих многоножек (*Chilopoda, Geophilidae*) и других мезофилов-скважников.

Из отдельных групп беспозвоночных наибольшими показателями по биомассе выделялись малощетинковые черви и жесткокрылые во всех трех биотопах и двупарноногие на колониях. Летом самой большой биомассы беспозвоночные достигали на колониях за счет жесткокрылых (*Coleoptera: Carabidae, Scarabaeidae, Tenebrionidae, Curculionidae*) и перепончатокрылых (*Hymenoptera, Formicidae*). По биомассе везде доминировали жесткокрылые, перепончатокрылые на колониях, чешуекрылые на ковыльниках и колониях, полужесткокрылые на ковыльниках.

Таблица 1. Сезонная динамика биомассы мезофауны основных растительных формаций асканийской степи и колоний общественной полевки в 1984 году

Биотоп	Весна мг/м ²	Лето мг/м ²	Осень мг/м ²
Типчак	10528,86	2984,01	2545,63
Ковыльник	13027,42	4874,29	5084,55
Колония	8489,68	9576,20	3088,70
В среднем	10967,83	4957,69	3428,83

Осенние показатели по биомассе компонентов мезофауны оказались наименьшими на типчатниках и колониях. На ковыльниках возрастание биомассы, по сравнению с летним периодом, произошло за счет кивсяков, мокриц (*Crustacea, Oniscidae*), клопов (*Hemiptera*), жесткокрылых (жужелиц, долгоносиков) и двукрылых (*Diptera*). Осенью значительной массой были представлены в исследуемых биотопах только жесткокрылые, существенно преобладая на ковыльниках, двупарноногие многоножки на колониях и полужесткокрылые опять на ковыльниках.

Самые высокие показатели биомассы мезофауны отмечены весной. В это время ведущее место по биомассе везде занял червь *Nicodrilus roseus* (Sav.): 70,31% от весового объема мезофауны на ковыльнике, 56,51% на типчатнике и 16,28% на колониях. В остальные сезоны его доля не превышала 1,06% (на типчатнике осенью). Именно весной в период наибольшей влажности данный вид проявляет наибольшую активность (трофическую, репродуктивную и пр.). В остальные сезоны он уходит вглубь, где и диапазирует. Из других беспозвоночных на типчатнике относительно большую биомассу составили личинки и имаго апрельского хруща (*Miltotrogus aequinoctialis* Host), готовящегося к выходу на поверхность (6,36%) и гусеницы подгрызающих совок (*Noctuidae*, 3,39%). Последние имели также довольно большую массу после червей и на ковыльнике (2,48%). Массой свыше 1,0% на ковыльниках и типчатниках были представлены многоножки *Geophilus sp.* (соответственно 2,53% и 1,76%), *Megaphyllum sjaelandicus* Mein. (по 2,47% на каждом), имаго жужелиц *Harpalus flavicornis* Dej. (1,97% и 1,32%), личинки степного шелкоуна (*Agriotes gurgistanus* Paid., 1,05% и 2,01%), пыльцеда *Podonta daghestanica* Rtt. (1,40% и 1,96%). Для типчатников в этот период также характерна относительно большая биомасса личинок жужелиц *Carabus hungaricus* F. (0,99%), усачей *Dorcadion sp.* (2,14%) и имаго муравьев *Camponotus aethiops* Latr. (1,14%), а для ковыльников - имаго клопа вредная черепашка (*Eurygaster integriceps* Put., 1,20%), личинки трухляков *Mycterus curculionoides* 111. (1,83%), имаго апрельского хруща (1,66%) и куколки мух *Otitus formosa* Panz. (1,84%). Значительная взрыхленность почвенного слоя и несколько иной гидрологический режим, по сравнению с типчатниками и ковыльниками, на колониях способствует проникновению сюда и размножению различных видов почвенно-подстилочных беспозвоночных, биомасса которых здесь может быть в десятки раз выше — это кивсяки *M. sjaelandicus* Mein. (14,52%), личинки степного шелкоуна (11,48%), яйца маек (*Meloidae*, 10,22%). Что же касается биомассы земляных червей, то здесь лимитирующим фактором является, по-видимому, кормовая база. Так как на колониях произрастает главным образом разнотравье, корневая система которого не столь развита как у типчака и ковылей, то продукция подземной и приповерхностно-подстилочной фитомассы незначительна, а отсюда и недостаток пищи для последних. Безусловно нельзя не учитывать и роющую деятельность общественной полевки, которая пускай даже и косвенно может влиять на жизнедеятельность беспозвоночных. По сравнению с другими исследуемыми участками для колоний характерно наличие довольно значительной биомассы многоножек *Geophilus sp.* (4,57%), *Monotarsobius sp.* (1,38%), мокриц *Protracheoniscus sp.* (1,20%), имаго жужелиц *H. flavicornis* Dej. (2,01%), личинок жужелиц *Ophonus azureus* Dej. (1,75%), чернотелок *Blaps halophila* F.-W. (2,64%), апрельского хруща (4,26%), пыльцеда *P. daghestanica* Rtt. (1,72%), имаго муравьев *Tapinoma ambiguum* Em. (1,41%), *Tetramorium chejketi* For. (1,83%), личинки лжежукотырей *Thereva sp.* (1,56%). Весной средняя биомасса

беспозвоночных, без учета дождевых червей, по уточненным данным, несколько ниже, чем летом и более чем на четверть выше чем осенью. Также биомасса беспозвоночных (без червей) на типчатнике на 15,23% больше, чем на ковыльнике и на 35,85% ниже, чем на колониях. В то же время та же биомасса беспозвоночных на колониях на 45,62% выше чем на ковыльниках. Причина этого явления в том, что в весенний период ряд видов беспозвоночных мигрирует на прогреваемые солнцем участки типчака и колоний из соседних ассоциаций. С повышением температуры воздуха и наступлением сухого периода происходят обратные перемещения.

Летом общими доминантами по биомассе для всех трех участков были 7 видов и групп беспозвоночных (табл. 2.), таких как кивсяк *M. sjaelandicus* Mein., геофилиды, имаго жулики *O. azureus* Dej., личинки апрельского хруща, степного шелкоуна, пыльцеда *P. daghestanica* Rtt. и совок (*Noctuidae*). К общим доминантам отнесены виды, встречающиеся во всех биотопах и имеющие удельный вес не ниже 1 %.

Таблица 2. Относительный вес (%) доминантных экибиоморф беспозвоночных на разных участках заповедной степи летом и осенью 1984 года

Экибиоморфы	Типчак		Ковыль		Колония	
	лето	осень	лето	осень	лето	осень
1	2	3	4	5	6	7
<i>Megaphyllum sjaelandicus</i> Mein. (ad.)	4,35	3,49	3,84	8,50	8,65	34,23
Geophilidae ind. (ad.)	7,69	2,99	3,21	6,69	1,02	1,01
Lithobiidae ind. (ad.)	+	1,04	+	+	+	+
<i>Mantis religiosa</i> L. (o)	—	—	~	11,16	—	—
<i>Platycleis</i> sp. (1)	3,01	—	~	—	+	—
<i>Chorthippus</i> sp. (im.)	—	—	--	—	—	2,25
<i>Agalmatum bilobum</i> Fieb. (im.)	1,26	„	1,14	—	+	—
<i>Eurygaster integriceps</i> Put. (im.)	2,18	10,40	10,62	13,65	+	—
<i>Carabus hungaricus</i> F. (im.)	~	--	—	20,13	2,27	—
<i>Ophonus azureus</i> Dej. (im.)	1,29	2,25	5,36	8,46	3,25	1,56
<i>Harpalus flavicornis</i> Dej. (im.)	2,34	1,05	2,48	3,39	+	+
<i>H. rubripes</i> Duft. (im.)	+	3,85	+	3,28	—	—
<i>H. zabroides</i> Dej. (im.)	—	—	+	—	1,11	—
<i>Zabrus spinipes</i> F. (im.)	--	~	1,43	—	—	—
<i>Dixus eremita</i> Dej. (im.)	~	--	—	—	~	1,50
<i>Miltotrogus aequinoctialis</i> Hbst. (1)	13,62	3,56	2,87	—	16,68	—
<i>Potosia hungarica</i> Hbst. (1)	--	~	-	—	6,06	~
<i>Agriotes gurgistanus</i> Fald^(im.)	+	—	+	—	2,14	~
<i>Agriotes gurgistanus</i> Fald. (1)	1,60	2,40	1,07	+	1,00	1,09
<i>Cardiophorus dolini</i> Mard. (1)	—	--	+	--	+	1,82
<i>Podonta daghestanica</i> Rtt. (1)	1,83	5,06	2,48	1,07	1,18	3,07
<i>Omophlus proteus</i> Kirsch. (I)	—	1,03	—	--	--	+
<i>Mycterus curculionoides</i> 111. (1)	+	4	+	1,79	+	--
<i>Lagria hirta</i> L. (im.)	+	—	5,30	--	3,57	—
<i>Blaps lethifera</i> Marsh, (im.)	~	6,93	2,75	—	6,04	—
<i>B. lethifera</i> Marsh. (1)	~	--	—	+	1,39	--
<i>B. halophila</i> F.-W. (1)	—	--	--	—	1,41	~
<i>Prosodes obtusa</i> F. (1)	—	—	--	—	+	5,31
<i>Dorcadion</i> sp. (1)	7,39	4,08	--	~	--	„
<i>Chrysolina limbata</i> L. (im.)	1,25	+	+	+	+	--
<i>Galeruca pomonae</i> Scop, (im.)	1,23	„	2,25	+	+	1,60
Curculionidae ind. (1)	+	4,32	+	1,47	4,52	14,24
Coleophoridae ind. (1)	+	1,13	+	—	+	+
Noctuidae ind. (1)	7,41	5,13	11,68	+	3,37	—
Noctuidae ind. (p)	--	--	—	„	--	3,26

Окончание таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7
<i>Camponotus aethiops</i> Latr. (im.)	6,55	6,34	1,88	1,72	+	+
<i>C. aethiops</i> Latr. (p)	2,47	—	+	~	~	—
<i>Tapinoma erraticum</i> Nyl. (im.)	+	+	1,99	+	+	+
<i>Cataglyphis aenescens</i> Nyl. (im.)	—	—	—	—	7,44	—
<i>C. aenescens</i> Nyl. (l)	—	—	—	—	5,65	~
<i>C. aenescens</i> Nyl. (p)	—	—	—	..	3,73	.
<i>Lasius alienus</i> Forst. (im.)	2,01	+	+	~	.	~
<i>L. alienus</i> Forst. (l)	1,75	—	.	—	~	--
<i>Leptogaster</i> sp. (l)	+	1,48	—	+	—	1,44
Asilidae ind. (l)	+	6,69	+	1,57	—	3,06
<i>Thereva</i> sp. (l)	—	+	~	+	—	1,74

Примечания: ad., im. - взрослые особи; l - личинки; p - куколки; o - яйца; + - относительный вес ниже 1%; — данные отсутствуют.

Как видно из таблицы 2, абсолютными доминантами на типчатниках и колониях были личинки, главным образом, пластинчатоусых, что в какой-то мере указывает на «открытую» структуру припочвенного горизонта исследуемых биотопов. Это проявляется прежде всего в накоплении незначительной массы опада, которая не препятствует проникновению крупных беспозвоночных, в частности пластинчатоусых, к почвенному горизонту и откладки там яиц. В то же время плотная дернина типчаков, по-видимому, является прекрасным местом в кормовом отношении для таких хищников скважников как геофилиды, питающихся яйцами, личинками и мягкими куколками ряда насекомых. В ковыльниках обнаруживаем, что в структуре их биотопа большая масса опада, являющейся с одной стороны хорошим убежищем в этот сухой период для многих фитофагов и в данном случае доминантов, а с другой - кормовой базой для разнообразных подстилочных видов хищников и сапрофагов. В целом биомасса членистоногих, а среди них насекомых на единицу площади, по сравнению с весной, уменьшается на типчатнике и увеличивается на других участках. Такова тенденция изменения биомассы и у жесткокрылых, чешуекрылых, хотя последние на колониях практически существенно не изменялись. В этот период увеличивали свою биомассу исключительно на типчатниках только губоногие многоножки (незначительно), а уменьшали - на колониях только паукообразные. Для всех трех биотопов характерно увеличение биомассы прямокрылых, равнокрылых хоботных (цикадовых), перепончатокрылых и уменьшение кивсяков и двукрылых. Биомасса полужесткокрылых с увеличением ее на ковыльниках и колониях почти не менялась на типчатниках.

Осенние пробы (табл. 2) на типчатнике отличались доминированием имаго клопа вредная черепашка и кивсяков *M. sjaelandicus* Mein., имаго жулицицы *Harpalus rubripes* Duft, чернотелок *Blaps lethifem* Marsh., муравьев *C. aethiops* Latr., личинок ктырей (*Asilidae*), совок и пыльцееда *P. daghestanica* Rtt. На ковыльнике первое место заняли имаго жулицицы *C. hungarica* F., почти в 1,5 раза меньше клоп вредная черепашка; значительную часть биомассы составили здесь также оотеки богомола *Mantis religiosa* L., те же кивсяки и имаго жулицицы *O. azureus* Dej. и геофилиды. Причем 5-20% оотек названного богомола заражаются паразитами, в частности халышдами из рода *Podagrion*. На колониях абсолютными доминантами являлись только кивсяки *M. sjaelandicus* Mein.; более чем в 2 раза меньше встречалось личинок долгоносиков (*Curculionidae*), а также личинок чернотелки *Prosodes obtusa* F. и пыльцееда *P. daghestanica* Rtt. Оценивая доминантную структуру мезофауны, можно отметить, что индекс отношения имаго к личинкам осенью составил на типчатниках и колониях 1,40-1,47, а на ковыльниках 10,79, в то время как летом он был 0,89-0,91 и 2,38 соответственно. Как видно, осенью среди доминантов увеличивается доля биомассы имаго во всех биотопах, а доля личинок уменьшается на ковыльниках и колониях и почти не изменяется на типчатниках. Важно отметить, что в этот период биомасса членистоногих на единицу площади по сравнению с летним периодом незначительно

увеличивается на ковыльниках и резко уменьшается на типчатниках и колониях. То же наблюдается и у насекомых, а среди них и у жесткокрылых, причем на типчатниках биомасса у последних уменьшается весьма существенно. Также отмечена общая тенденция увеличения биомассы кивсяков и двукрылых и уменьшения -- губоногих многоножек, паукообразных, прямокрылых, равнокрылых хоботных (цикадовых), чешуекрылых и перепончатокрылых на всех рассматриваемых участках. Лишь полужесткокрылые имели тенденцию увеличивать свою биомассу на типчатнике и ковыльниках и уменьшать на колониях.

Анализ данных показал, что на сезонную динамику беспозвоночных и, в частности, насекомых и их ярусное распределение, по-видимому, оказывает влияние по крайней мере две группы основных факторов: глобальное колебание гидротермического режима в регионе или климатические факторы и комплекс «биотопических» и биоценологических факторов. Упрощенно эти факторы можно охарактеризовать как влияние на экосистему года, сезона и биотопа, биоценоза.

Прежде всего, климатический фактор определяется главным лимитирующим физическим фактором, каковым в исследуемом регионе является недостаток влаги. Это проявляется главным образом в выпадении минимального количества осадков и значительных колебаниях влажности. Еще больше эти ограничения ощутимы в распределении осадков по временам года, что приводит к чередованию влажных и сухих сезонов, а последнее влияет на выживание растений, их продуктивность и временную доступность ресурсов для животных. В то же время влажность играет важную роль в регулировании активности организмов и их распространении. И, наконец, на динамике беспозвоночных также сказывается быстрое иссушение влаги с поверхности земли и даже из более глубоких горизонтов почвы, чему содействуют высокие сезонные температуры. Такие колебания гидротермического режима обуславливают характерный рост растений и их генеративных частей, образование цветочных ресурсов, подстилки, ветоши, распределение беспозвоночных по ярусам, что, в свою очередь, является основой в формировании структуры конкретных наземных экосистем и их биоразнообразия.

Комплекс биотопических и биоценологических факторов включает в себя несколько важных аспектов, связанных с физической и биотопической структурой экосистемы, которая в конечном счете и определяет распределение беспозвоночных животных. Во-первых, это физико-химическое состояние почвы, которая является одной из главных сред развития и обитания беспозвоночных и растительности; во-вторых, ярусная структура растительного сообщества и ее производных (опад, ветошь), благодаря чему происходит первичное распределение животной массы по ярусам; в-третьих, формирующее влияние активности некоторых групп животных на вторичную структуру как растительного, так и животного сообщества экосистемы, а именно под воздействием хищников, паразитов происходит вторичное перераспределение беспозвоночных, а под давлением сапрофагов (стратофагов), фитофагов, обитателей внутренних частей растений и других окончательно изменяется и сама структура растительного сообщества; в-четвертых, формирующая роль исходной структуры биотопа на микроклиматические условия среды экосистемы. Названные аспекты во многом взаимосвязаны и в значительной мере подвержены влиянию климатических факторов.

Можно утверждать, что чем больше видов включает систематическая категория или экологическая группа, тем чаще она повторяется в разных фазах сезонной изменчивости.

Медведев С.И. Некоторые закономерности в распространении отдельных видов насекомых по основным степным ассоциациям // Труды IV Всесоюз. съезда зоологов, анатомов и гистологов. - Киев-Харьков: Госмедиздат, 1937. - С. 52-53. *Медведев С.И.* О сезонных аспектах энтомофауны типчаково-ковыльной степи юга Украины // Вопросы генетики и зоологии - Харьков: Изд-во Харьковского ун-та, 1964. - С. 79-81. *Павлова Г.Н.* Изменение комплекса жуужелиц южной типчаково-ковыльной степи под влиянием хозяйственной деятельности человека. Автореф. дисс... канд. биол. наук. - М., 1974. - 20 с. *Павлова Г.Н.* Сезонная динамика активности жуужелиц (*Carabidae*) южных типчаково-ковыльных степей //

Фауна и экология беспозвоночных животных,- М., 1976.- Ч. 1. - С.91-102. Хоменко В.Н., Вакаренко Е.Г. Карабидофауна (*Coleoptera, Carabidae*) естественных и трансформированных экосистем заповедного комплекса «Аскания-Нова» // Заповідна справа в Україні. - 1999. - Т. 5. - Вил. 2. - С. 58-64. Хоменко В.Н., Петрусенко А.А., Жежерин И.В. Особенности сезонной динамики мезофауны основных растительных формаций асканийской степи // Вести, зоол. - 1988. - № 5. - С.53-57.

УДК 595.796

Хоменко В.Н., Радченко А.Г.

Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, ул. Б. Хмельницкого, 15, Киев, 01601, Украина

МИРМЕКОФАУНА (HYMENOPTERA, FORMICIDAE) СТЕПНЫХ ЗАПОВЕДНИКОВ УКРАИНЫ

В современных условиях практически тотального разрушения природных территорий значение заповедников возрастает. Они выполняют природостабилизирующую функцию. Устойчивость природоохранной территории определяется прежде всего постоянством богатства видов и высоким естественным биоразнообразием в экосистеме.

Степные участки сохранились на юге Украины практически лишь в заповедниках, где наиболее полно представлены зональные мирмекокомплексы.

Муравьи - одна из крупнейших по численности группа насекомых степных экосистем, которая является удобным модельным объектом для изучения закономерностей формирования, функционирования и антропогенных изменений биогеоценозов. Различна экология его представителей и обширна их трофика.

Инвентаризация фауны целинных степей проведена за последние 20 лет, предварительные сведения по которой были ранее опубликованы: данные по Черноморскому биосферному заповеднику - А.Г. Радченко (1984; 1985); по «Аскания-Нова» - В.Н. Хоменко, А.Г. Радченко (1986), В.Н. Хоменко (1998); по Хомутовской степи, Каменным Могилам, Провальской и Стрельцовой степи - А.Г. Радченко (1989) и др. Кроме этого, изучена коллекция муравьев Института зоологии НАН Украины. Следует отметить, что со времени опубликования указанных работ произошли довольно существенные изменения в таксономии некоторых родов, описаны новые виды, проведена обширная синонимия. Родовое разнообразие (распределение видов по родам) рассчитывалось по индексу Шеннона (H').

Степные заповедники составляют довольно характерный зональный профиль с севера на юг. В целинных степях 6 степных заповедников зарегистрировано 46 видов муравьев из 17 родов: *Poner a coarctata* (Latr.), *M. georgica* Seifert, *M. lacustris* Ruzs., *M. schencki* Viereck, *M. specialties* Bondroit, *M. stangeana* Ruzs., *Temnothorax nassonovi* (Ruzs.), *T. tuberculum* (Mayr), *T. volgensis* (Ruzs.), *Messor structor* (Latr.), *Tetramorium caespitum* (L.), *T. chefketi* Forel, *T. hungaricum* Roetzler, *Cardiocondyla elegans* Emery, *Solenopsis fugax* (Latr.), *Strongylognathus chelifera* Radchenko, *S. christophi* Emery, *S. testaceum* Schenck, *Tapinoma ambiguum* Emery, *T. erraticum* (Latr.), *T. kinburni* Karaw., *Bothriomyrmex modestus* Radchenko, *Formica glauca* Ruzs., *F. imitans* Ruzs., *F. pratensis* Retz., *F. pressilabris* Nyl., *F. rufibarbis* R., *F. sanguined* Latr., *Cataglyphis aenescens* (Nyl.), *Proformica epinotalis* Kuz.-Ug., *Polyergus rufescens* (Latr.), *Camponotus aethiops* (Latr.), *C. piceus* (Leach), *Plagiolepis tauricm* Sam., *Lasius alienus* (Forst.), *L. balcanicus* Seifert, *L. brunneus* (Latr.), *L. citrinus* Emery, *L. distinguendus* (Emery), *L. flavus* (F.), *L. jensi* Seifert, *L. meridionalis* (Bondr.), *L. niger* (L.), *L. par alienus* Seifert, *L. psammophilus* Seifert, *L. umbratus* (Nyl.).

«Стрельцовская степь» представляет гигротический вариант настоящих разнотравно-типчаково-ковыльных степей. Здесь обнаружено 26 видов, из которых *Temnothorax nassonovi* (Ruzs.) и *Formica rufibarbis* F. встречались только на этой территории. Родовое разнообразие составило 3,35 при выровненности 0,93.

«Провальская степь» - каменистые (на песчаниках и сланцах) донецкие степи, своеобразное сочетание луговых и разнотравно-типчачково-ковыльных степей. Видовое богатство представлено 24 видами. Исключительно в этой степи были найдены *Bothriomyrmex modestus* Radchenko и *F. sanguined* Latr. Родовое разнообразие составило 3,16 при выровненности 0,91.

«Хомутовская степь» - ксеротический вариант разнотравно-типчачково-ковыльных степей. Список видов насчитывает 28. Здесь не обнаружено видов, встречающихся только на этой территории. Родовое разнообразие составило 3,28 при выровненности 0,89.

«Каменные Могилы» - каменистые (на гранитах) степи Приазовской возвышенности. Тут найдено 25 видов, и только *L. niger* (L). встречался исключительно здесь. Родовое разнообразие составило 3,04 при выровненности 0,88.

«Аскания-Нова» - южные бедноразнотравные типчачково-ковыльные степи. В этом заповеднике наиболее богатая в видовом отношении фауна муравьев (33 вида) и наивысшее родовое разнообразие (Н-3,47) при выровненности 0,89. Можно предположить, что именно в степях такого типа происходило формирование современной мирмекофауны. Только в этой степи зарегистрированы *Ponera coarctata* (Latr.), *Temnothorax volgensis* (Ruzs.), *Strongylognathus chelifer* Radchenko, *S. testaceus* Schenck, *Lasius balcanicus* Seifert, *L. brunneus* (Latr.).

Черноморский биосферный заповедник - песчаные степи. Видовое богатство муравьев самое низкое (12 видов). Уникальность песчаной степи - сложившийся в них крайне выраженный ксерофитный характер растительности и почвенного покрова. *Cardiocondyla elegans* Emery и *Tapinoma kinburni* Karaw. встречаются только в этой степи. Родовое разнообразие составило 3,03 при выровненности 0,95.

По результатам исследования степное ядро мирмекофауны Украины представляют ксеротические разнотравно-типчачково-ковыльные степи («Хомутовская степь» и «Каменные Могилы») и бедноразнотравно-типчачково-ковыльные степи («Аскания-Нова»). Так называемая песчаная степь Черноморского биосферного заповедника по составу мирмекофауны к степям не принадлежит.

Радченко А.Г. Эколого-фаунистическая характеристика муравьев (Hymenoptera, Formicidae) Черноморского заповедника и прилегающих территорий // Вести, зоол. - 1984. - № 2. - С. 20-23.

Радченко А. Г. Муравьи Северного Причерноморья: Автореф. дис... канд. биол. наук. - Киев, 1985. - 19 с.

Радченко А. Г. Муравьи степных заповедников Украины // Всесоюз. совещ. по проблеме кадастра и учета животного мира: Тез. докл. - Уфа, 1989б.-Ч. 4. - С. 244-246. Хоменко В.Н. Мирмекофауна (Hymenoptera, Formicidae) асканийской типчачково-ковыльной степи: совместная

встречаемость видов и отношение к факторам среды// Вести, зоол. - 1998. - № 5.-С. 65-71. Хоменко

В.Н., Радченко А.Г. Опыт инвентаризации фауны степных экосистем (на примере муравьев) // Всесоюз.

совещ. по проблеме кадастра и учета животного мира: Тез. докл. - М., 1986. - Ч. 2. - С. 501-502.

УДК: 502.3

Чибилёв А.А., Левыкин С.В., Казачков Г.В., Жданов С.И.

Институт степи УрО РАН, ул. Пионерская, 11, г. Оренбург, 460000, Россия. E-mail: orensteppe@mail.ru

СОХРАНЕНИЕ И ОБОГАЩЕНИЕ СТЕПНЫХ БИОРЕСУРСОВ С ПРИМЕНЕНИЕМ НОВЫХ ФОРМ ООПТ И АДАПТИВНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ

На базе выявленной сети региональных степных эталонов нами разработаны новые технологии сохранения и обогащения степного биологического разнообразия в условиях становления земельного рынка. Под «новыми природоохранными технологиями» нами понимается переход от административно-фискальных принципов сохранения биоразнообразия, в основе которого лежат устрашения и запреты, к научно обоснованному управлению и рациональному использованию степных экосистем при условии их доступа для широкого народного обозрения.

Основные принципы отбора объектов для осуществления новых форм степных ООПТ и их деятельности: соответствие выделяемых эталонов ландшафтно-типологической структуре степного региона; приоритетность покровительственной охраны сохранившихся целинных плакоров; оптимальная геометрическая конфигурация - компактность, территориальная репрезентативность; адаптивное фитопользование; экологическая реставрация; научно обоснованное обогащение биоразнообразия; ООПТ на землях разных форм собственности; научное сопровождение природоохранной деятельности; привлечение негосударственных инвестиций в природоохранную деятельность; экономическая автономность ООПТ; обеспечение доступности охраняемых степных объектов для обозрения.

Возможные механизмы реализации новых технологий сохранения степных экосистем:

1. Административно-ведомственные. В основе сохранения степных экосистем лежит государственная инициатива, по которой организуются государственные степные ООПТ.
2. Адаптивно-хозяйственные. В основе сохранения степных экосистем лежит экономическая заинтересованность лиц, эксплуатирующих ресурсы этих экосистем.
3. Морально-этические. В основе сохранения степных экосистем лежит моральный долг и моральная ответственность лиц, эксплуатирующих ресурсы степных экосистем.
4. Гражданские. В основе сохранения степных экосистем лежит гражданская инициатива частных лиц и инициатива общественных объединений по созданию степных ООПТ и финансированию их деятельности.

Ниже перечислены новые технологии сохранения, реабилитации и обогащения ландшафтно-биологического разнообразия оренбургских степей.

1. Природоохранная деятельность на территориях МО РФ.
 - 1.1. Трансформация расформированных военных объектов в ООПТ, в частности, в негосударственные степные парки-биостанции.
 - 1.2. Организация ведомственных МО РФ особо охраняемых степных природных территорий на действующих военных объектах.
2. Организация региональной системы охраняемых плакорных степных участков - землеоценочных эталонов и генетических резерватов для экологической реставрации степных экосистем.
3. Занесение исчезающих зональных степных эталонов в региональные и федеральную Красные книги почв.
4. Система региональных пасторальных (пастбищных) степных массивов, находящихся в состоянии оптимального адаптивно-хозяйственного использования.
5. Степные охотничьи хозяйства.
6. Степные парки-биостанции.

Последняя форма рассматривается нами в качестве научно-практического полигона по апробации технологий сохранения, реабилитации, обогащения степных экосистем и управления ими. Степные парки-биостанции могут играть роль живого музея природы степной зоны под открытым небом.

Как механизм реализации данной формы, в 1997 г. был создан Оренбургский областной общественный фонд «Возрождение Оренбургских степей». Начиная с 2001 г. реализуется пилотный проект по созданию первого степного парка-биостанции «Оренбургская Тарпания». Расформированный в 1998 году военный объект «Орловский» (16,5 тыс. га) рассматривается нами в качестве его территориальной базы. Этот степной участок характеризуется высоким ландшафтным разнообразием, прежде всего, наличием больших площадей целинных и старозалежных водораздельных плакоров с разнотравно-типчаково-ковыльными растительными ассоциациями на южных чернозёмах (8-8,5 тыс. га).

Однако, сохранившаяся до нашего времени биота Орловской степи не полна. Прежде всего, отсутствуют степные копытные, в частности, дикие лошади: тарпан (*Equus caballus*) и лошадь Пржевальского (*Equus przewalskii*). Степной парк-биостанция будет наилучшим образом способствовать решению задач экологической реставрации степных экосистем. В первую очередь это относится к сохранению и реинтродукции степных копытных и прочих

особо ценных видов животных, истреблённых в дикой природе уже к XX веку. Достоверно известно, что из крупных животных в степях Южного Урала и Северного Казахстана в позднем голоцене обитали следующие виды животных: тарпан, кулан, дикий верблюд, кабан, сибирская косуля, тур первобытный, зубр, джейран, сайга, архар.

На сегодняшний день научно обоснована реинтродукция лошади Пржевальского в Орловской степи как на части её прежнего ареала, а так же акклиматизация американского бизона. Прочие виды степных копытных планируется содержать в ограниченном количестве в демонстрационных целях. Живую коллекцию титульных степных биообъектов могут составить следующие виды: ныне обитающие (косуля, сурок, стрепет, дрофа); обитавшие на данной территории и требующие реинтродукции (лошадь Пржевальского, сайгак, кулан); обитавшие в Урало-Казахстанских степях (дикий верблюд, зубр, архар); степные виды, пригодные для промышленного разведения (бизон, страусы); экзотические виды, свойственные грассландам (яки, ламы); прежде утраченные, но восстановленные обитатели грассландов (тарпан, тур первобытный). Демонстрационной ценности парка могло бы способствовать размещение на его территории скульптурных изображений древних обитателей степей (в т.ч. берингийских и арктидийских) таких как мамонт, шерстистый носорог, гигантский бизон и т.д.

Процесс создания степного парка «Оренбургская Тарпания» предполагается осуществить в четыре этапа: организационно-правовой, базово-хозяйственный, обогащение степных экосистем дикими копытными, развитие международного экотуризма.

С учётом мирового опыта считаем, что помимо акклиматизации бизона на ООПТ в Оренбургской области перспективно его разведение в хозяйственных целях на полувольном содержании. Бизонов как хозяйственный и престижный демонстрационный объект уже давно разводят и на небольших фермах-ранчо, и в крупных сельскохозяйственных предприятиях, и даже в землевладениях известных звезд шоу-бизнеса и политиков. Например, на многочисленных ранчо известного медиа-магната Тэда Тернера содержится около 30000 бизонов. Их мировое поголовье, сосредоточенное в основном на сельскохозяйственных землях, оценивается в более чем 400000 голов.

Сегодня уже можно говорить о новой отрасли животноводства - бизоководстве. Это производство мяса бизона, выращенного в условиях полувольного содержания на естественных кормах. Бизоководство показало себя прибыльным и вышло за пределы США, места своего зарождения, в Западную Европу. На сегодняшний день установлено, что бизоны охотно поедают растительность, свойственную степям России, например житняк. Вообще, бизон уже давно не считается чем-то чуждым Евразии. Общеизвестно, что американский бизон и европейский зубр имели общего предка, прародиной которого были древние степи Северной Евразии.

На территории Орловской степи планируется эксперимент по бизоководству. В случае достижения положительных результатов можно будет говорить о зарождении российского бизоководства. По нашим оценкам, на территории Орловской степи может обитать не менее 800-1000 гол. лошади Пржевальского и 400-500 гол. американского бизона.

Создание степных парков-биостанций значительно расширит возможности реализации природоохранных инициатив в условиях оборота сельхозугодий. Положительные результаты экспериментов по обогащению степных экосистем, достигнутые в Оренбургской области, могут дополнить стратегию развития степных регионов РФ. Создание новых форм степных ООПТ уже в ближайшем будущем позволит обеспечить поток международных экотуристов в степные регионы России и содействовать их экономическому развитию.

УДК: 502.3

Чибилёв А.А., Левыкин С.В., Казачков Г.В., Жданов С.И.

Институт степи УрО РАН, ул. Пионерская, Л, г. Оренбург, 460000, Россия. E-mail: orensteppe@mail.ru

СТЕПНОЕ КОНЕВОДСТВО В ПРИОРИТЕТНЫХ НАЦИОНАЛЬНЫХ ПРОЕКТАХ

Навязанное административно почвозатратное зерновое хозяйство как способ степного землепользования на юго-востоке России показало свою эколого-экономическую несостоятельность. Устойчивое развитие агросферы в степной зоне требует сбалансированности её отраслей, исключающей почвозатратное землепользование и провоцирование кризиса ландшафтно-биологического разнообразия.

Еще в первой половине XX века была экспериментально доказана устойчивость и рентабельность адаптивного мясного скотоводства, базирующегося на приоритетном использовании естественных сенокосов и пастбищ. Биопотенциальная продуктивность степных фитоценозов наиболее эффективно используется лошадьми. Более того, степным экосистемам для их нормального функционирования необходим умеренный выпас лошадей.

С позиций сбалансированного степного землепользования, коневодство может стать и частью адаптивного мясного скотоводства, и средством поддержания регионального престижа через разведение чистокровных пород лошадей, и базой для кумысолечения. На начальной стадии возрождения степное коневодство нуждается в поддержке региональных властей и экологической общественности. Причем, поддержку должны получить и негосударственные племенные миниконезаводы как одно из направлений фермерского движения, и коллективные хозяйства, развивающие коневодство мясо-сырьевого и тяглогового направлений, и производители кумыса всех форм собственности.

Степная дернина и копыто лошади - единая система, развивавшаяся как единое целое. Нет более естественного потребителя степного ковыля, чем лошадь. Степные травостой обладают уникальным набором питательных элементов и при этом лучше чем что бы то ни было приспособлены к условиям степной зоны. Что касается приспособленности к ним лошади, то отметим, что по известным нам фактам в условиях Оренбургской области адаптированные породы лошадей охотно потребляют бурьянистую растительность молодых залежей в период зимней тебеневки. То есть, сегодня они выступают в качестве единственного естественного потребителя кормовых ресурсов залежных земель.

Считаем, что многопрофильное развитие степного коневодства отвечает всем критериям сбалансированного землепользования. Оно вполне заслуживает включения в национальные проекты России по развитию АПК и здравоохранения. В рамках национальных проектов могут получить развитие следующие направления коневодства:

- реакклиматизация лошади Пржевальского на подходящих для этого территориях;
- развитие табунного степного коневодства мясного направления с круглогодичным содержанием поголовья на естественных пастбищах на пространстве советской целинной кампании;
- разведение чистокровных пород лошадей для участия в международных конно спортивных состязаниях, а также в демонстрационных и просветительских целях;
- развитие рекреационных направлений степного коневодства: агротуризма, конного туризма;
- развитие оздоровительных направлений степного коневодства: иппотерапии и кумысолечения.

Кумысолечение на сегодняшний день видится нам весьма актуальным, поскольку используется при лечении туберкулёза лёгких - заболевания, составляющего одну из острых проблем современной России.

Таким образом, упомянутая выше пятигранная система развития регионального степного коневодства является неотъемлемой частью сбалансированного развития аграрного землепользования и расценивается нами как стратегическая компонента социально-экологической реабилитации степей Северной Евразии.

поверхности Южного Урала, возвышенные водораздельные поверхности - зоны формирования геодинамических процессов.

К ним относятся *базовые крупноареальные резерваты*, которые могут полноценно выполнять роль экологических ядер в Панъевропейской экологической сети:

- Степной заповедник «Оренбургский», кластерного типа, площадью 21,7 тыс. га - ключевая территория для сохранения редких и угрожающих видов и сообществ степной зоны Южного Урала. Участок «Буртинская степь» заповедника представляет собой ландшафтно-экологическое ядро всего Урало-Илекского междуречья, участок «Айтуарской степи» является экологическим ядром Южноуральской низкогорной степной провинции;

- Особо ценный лесной массив «Бузулукский бор» - самый крупный сосновый бор на песках надпойменных террас в степной зоне России. Эта многофункциональная территория с комплексом экосистем разной сохранности и разным режимом природопользования, площадью 57,1 тыс. га;

- хребет Шайтантау на правом берегу реки Сакмары, одна из малоизмененных экосистем европейской горной дубравной лесостепи. Подготовлен и согласован уже проект организации природного заповедника «Шайтантау», площадью 18,5 тыс. га;

- хребет Малый Накас — один из ценнейших объектов Оренбургского природного наследия. Эта экосистема является узловым водоразделом, что позволяет ей функционировать автономно. Здесь намечено организовать государственный природный заказник с заповедным ядром в центре лесного массива на площади около 6 тыс. га;

- Кзыладырское карстовое поле - уникальный участок карстово-сульфатного ландшафта. Исключительное ландшафтное и биологическое разнообразие ставят эту экосистему в число объектов природного значения. На территории Кзыладырского карстового поля предложено организовать биосферный резерват, площадью 3,6 тыс. га для ведения стационарного экологического мониторинга;

- Каргалинские рудники — уникальный памятник древнего и старинного горнометаллургического производства с измененными и естественными ландшафтами. Он существовал с конца 4 до начала 1 тысячелетия до н.э., затем был вновь возрожден в 18-19 в.в. н.э. Для Каргалинских рудников характерно феноменальное горнотехническое преобразование рельефа с исключительно высоким ландшафтным и биологическим разнообразием. Проектируемый здесь ландшафтно-исторический заповедник «Каргалинские рудники», площадью 1,3 тыс. га, может претендовать на статус Всемирного объекта мирового наследия;

- Светлинские озера - единственное место на юго-востоке России, где имеются уникальные условия для гнездования большого числа видов водоплавающих и околоводных птиц. Кроме того, озера находятся на важнейшем трансконтинентальном миграционном пути птиц из северных широт в субтропические, тропические и экваториальные страны. Здесь гнездятся, летуют, встречаются на кочевках и миграциях 145 видов птиц. В целом водно-болотные угодья Светлинских озер позволяют отнести их к ключевой орнитологической территории (акватории) мирового значения, общей площадью 15,4 тыс. га;

- Саракташское Холмогорье - уникальное урочище, включающее три участка: Козьи горы, горы Бишкаин и Дубравный сырт. Урочище «Козьи горы» отличается высоким ландшафтно-эстетическими качествами. Урочище Бишкаин, в отличие от Козьих гор, имеет более широкий диапазон ландшафтного заказника. Саракташское Холмогорье как многофункциональная экосистема рассматривается нами как три участка природного парка, создание которого дает основу для формирования сети природно-заповедных территорий в восточной части области, общей площадью 2,3 тыс. га;

- урочище Шубарагаш - это самая южная лесная экосистема области, расположена на междуречье Илека и Малой Хобды. Флора Шубарагашской дачи насчитывает более 500 видов, 14 видов занесены в Красную книгу России. Уникальное разнообразие флоры (соседство растений и южных степей и полупустынь) и фауны, особенно интересно в орнитологическом отношении (ПО видов птиц), предполагают создание здесь природного

заказника «Шубарагаш», общей площадью 4,8 тыс. га;

- урочище Шийлиагаш - крупнейший лесной массив в Оренбургском Зауралье. В составе урочища выделяется несколько особо ценных природных комплексов - участок эталонного леса Шийлиагашский осинник, культура дуба - первый опыт искусственного разведения дуба за пределами его современного естественного ареала, лесное урочище Карагач, Карагачское родниковое озеро. Общая площадь всего урочища составит 2,0 тыс. га;

- парк-биостанция «Оренбургская тарпания» - научный полигон для апробации новых природоохранных технологий, общей площадью 16,5 тыс. га.

Привлекательность рассмотренных комплексных ресурсно-рекреационных сочетаний определяется прежде всего своей природной сохранностью и является предпосылкой для формирования природно-рекреационного или эколого-рекреационного каркаса с необходимым нормативно-правовым обеспечением для сохранения и воспроизводства природных геосистем, поддержания высокого уровня биоразнообразия и создания условий для рекреации.

УДК 651.47:581.9 (477.72)

Шаповал В.В.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна, вул. Фрунзе, 13, смт Асканія-Нова, Читинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail: shapoval_botany@ukr.net

СИНАНТРОПНИЙ ЕЛЕМЕНТ ФЛОРИ АСКАНІЙСЬКОГО СТЕПУ: СТРУКТУРА ТА ДИНАМІКА У КОНТЕКСТІ РЕЗЕРВАТНОЇ ЕКСПОЗИЦІЇ ТЕРИТОРІЇ

Процес синантропізації, попри глобальну природу та універсальні механізми, координується зональною та регіональною специфікою об'єкта, історією та режимом конкретного ландшафтного комплексу. Моніторинг синантропного елементу флори - актуальна тематика у форматі територій ПЗФ, що є потенційними рефугіумами чи «гарантами» еталонної фітобіоти, але реально пасують перед темпами і масштабами фітоінвазій за тотальної антропогенної трансформації екосистем.

Інвентаризацію та моніторинг синантропної флори степу у маєтку Асканія-Нова де факто почато у 1832-1843 рр. Ф. Теецманном (Teetzmann, 1845). У флористичному чеклісті по Асканії-Нова (46100 га) і Дофіно (6500 га) фігурують апофіти, археофіти та кенофіти (~ 112; 44,80% об'єму локальної флори): *Eryngium campestre* L., *Ceratocarpus arenarius* L., *Euididium syriacum* (L.) R. Br. тощо. Аналіз даного чеклісту є проблематичним через, по-перше, його критичну номенклатуру та, по-друге, гетерогенність: автором подано флору степу та, почасти, прилеглої території [за браком анотацій ці матеріали, по суті, провізорні]. Але, праця Ф. Теецманна унікальна. Проф. О.А. Яната (редактор її перекладу) констатує: «За... незначними винятками, список зберігає цілком свою наукову вартість і дає можливість цікавих порівнянь із даними пізніших досліджень. А таке порівняння виявляє і деякі зміни степової рослинності, що сталися переважно під впливом поширення культури» (Теецман, 1926, с. 137).

1923 р. матеріали про синантропну флору території «Державного Степового Заповідника «Асканія-Нова»» оброблено Й.К. Пачоським (Пачоский, 1923). У його конспекті (372 таксона) 139 або 37,36% є синантропами (за термінологією автора: псевдокомпоненти, похідні інгредієнти тощо). У флористичному зведенні асканійського степу 1974 р. (Веденьков, Водоп'янова, 1974) об'єм «алохтонного елементу» (sensu auct.) - 152 таксони; 36,45%. У анотованому списку 1989 р. (Веденьков, 1989) 42,58% флори тлумачиться за «адвенти». Конспект флори природного ядра біосферного резервату «Асканія-Нова» 1990 р. [11054 га] (Елонова, 1990) за оцінкою Є.П. Веденькова та Н.Ю. Дрогобич (1998, с. 12) об'єднує 196 «аллохтонов и адвентивов» (?!); 41,00% локальної флори.

Таким чином, літературні матеріали з інвентаризації флори природного ядра біосферного резервату «Асканія-Нова» демонструють прогресуючу динаміку його синантропного елементу, попри резерватну експозицію території. Вектор цього процесу

стабільний та категоричний, при тому, що існуючі флористичні списки 1845-1990 рр. репрезентують території, розбіжні за площею та конфігурацією. Проблема щодо територіального масштабу чеклістів флори є пересічною у процедурі ретроспективного аналізу синантропного елемента, що, фактично, «пронизує» флористичні комплекси конкретного регіону через широку екологічну амплітуду, інвазійний потенціал та експлерентну фітоценотичну стратегію. Фундаментальна проблема - єдина методологічна база, що ліквідує «термінологічну формалістику» та фактор суб'єкта у процедурі оцінки природи виду. Через брак єдиного принципу та уніфікованої методики типології синантропного елемента, аналіз його тенденцій (процесу синантропізації) критичний. Тому, при аналізі об'єму і динаміки синантропного елемента флори асканійського степу за існуючими флористичними чеклістами та матеріалами реінвентаризації дотримано класифікаційну систему В.В. Протопопової (1991). Ановані списки 1923 та 1964 рр., що репрезентують територію степу та дендропарку (Короткова, 1964), або й агроценози, рудеральні та сегетальні екотопи економії Асканія-Нова (Пачоский, 1923) було диференційовано.

Матеріали по динаміці синантропного елемента флори асканійського степу подано у таблиці 1. Актуальний об'єм синантропної фракції природного ядра - 248; 49,11% [матеріали інвентаризації 1990 р. та додатку до флори (Шаповал, 2006а)]. Таким чином, абсолютні параметри синантропної флори природного ядра чітко прогресують: 1845 р. - 112, 2005 р. - 248 (1:2,2), але пропорція (баланс) «синантропна фракція / локальна флора» практично константна: 44,80 - 49,11 (1:1,1).

Таблиця 1. Динаміка синантропного елемента флори асканійського степу (1845-2005 рр.)

Фракції флори	Дата інвентаризації, об'єм фракцій (абс.; %)					
	1845 р.	1923 р.	1964 р.	1974р.	1989 р.	2005 р.
Локальна флора	250	267	307	417	458	505
Синантропна фракція	112; 44,80	116; 43,44	133; 43,32	198; 47,48	226; 49,34	248; 49,11
Апофіти	73; 29,20	76; 28,46	82; 26,71	112; 26,86	129; 28,17	139; 27,52
Археофіти та кенофіти	39; 15,60	39; 14,61	50; 16,29	82; 19,66	93; 20,31	104; 20,59
Прогресуючі елементи	0	1; 0,37	1; 0,33	4; 0,96	4; 0,87	5; 0,99

Об'єм синантропного елемента флори асканійського степу істотний (причому, з перш, пол. ХІХ ст.), але чи є його частка у флорі критичною? Це, імовірно, той оптимум (норма), що координується малою площею, фрагментацією території та її природною (!) флористичною «бідністю» [фактор антропопресії щодо територій ПЗФ мінімізується]. Так, у флорі Криму, де зареєстровано 822 синантропа (максимум по природних регіонах України), частка синантропної фракції ~ 29,6% регіональної флори. Частка синантропної фракції флори України ~ 22,5%, при тому, що абсолютна кількість синантропних рослин - 1125 (Протопопова, 1991). Щодо балансу алохтонного елемента синантропної флори: природне ядро біосферного резервату «Асканія-Нова» - 104; 20,59%, флора України - 830; ~ 14% (Протопопова, Мосякін, Шевера, 2002).

У динаміці флори асканійського степу чітко ідентифікуються 2 етапи: до 1964 р. та 1974-2005 рр. (див. табл. 1). «Стрибок чи приріст» флори (у т.ч. її синантропного елемента) у 1964-1974 рр. опосередкований номенклатурними тенденціями у ботаніці, стабілізацією тематики з інвентаризації флори природного ядра (Дрогобыч, Семенова-Тян-Шанская, 1988), історією та специфікою інфраструктури заповідника. У 1966 р. цілинний степ (8336 га) з господарчого обороту УНДІТ «Асканія-Нова» переведено у режим «абсолютної заповідності», що за Є.П. Веденьковим (1985, с. 38) «обумовило глибокі зміни в ботаничному складі, структурі і динаміці рослинного покриву... Резко упало обилля і фітоценотична роль видів вторичного походження». Але, антропогенно-похідна рослинність у 1968 р. ще обіймала 12,1% території, а генеральну демультиплікацію степу почасти «компенсував» процес синантропізації флори Великого Чапельського поду - частини природного ядра (2376,4

га), що з 1962-1968 рр. і дотепер функціонує у «заповідному пасквальному режимі».

До конспекту флори 1974 р. потрапила ціла група «алохтонних» рослин (37): *Amaranthus albus* L., *A. blitoides* S. Watson, *A. blitum* L., *A. retroflexus* L., *Acroptilon repens* (L.) DC., *Centaurea diffusa* Lam., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Onopordum acanthium* L., *Atriplex micrantha* C.A. Mey., *A. sagittata* Borkh., *A. prostrata* Boucher ex DC., *A. oblongifolia* Waldst. & Kit., *A. patula* L., *A. sphaeromorpha* Iljin, *Chenopodium album* L., *Ch. hybridum* L., *Ch. vulvaria* L., *Chondrilla latifolia* M. Bieb., *Cichorium intybus* L., *Cirsium incanum* (S. G. Gmel.) Fisch., *C. vulgare* (Savi) Ten., *Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv., *Setaria verticillata* (L.) P. Beauv., *S. viridis* (L.) P. Beauv. тощо (Веденьков, Водоп'янова, 1974). Ф. Теецманн (1926) та Й.К. Пачоський (1923) фіксували *Amaranthus retroflexus*, *Conyza canadensis*, *Atriplex prostrata*, *Onopordum acanthium*, *Cichorium intybus*, *Echinochloa crusgalli* та ін. у маєтку Асканія-Нова, тому ці елементи щодо степу є локальними антропофітами. *Atriplex micrantha*, *A. prostrata*, *A. sagittata*, *A. patula*, *Cirsium incanum*, *C. vulgare*, *Lactuca saligna* L., до речі, уперше зареєстровано у загонах Чапельського поду. Ще факт: у додатку до флори 2002-2005 р. (Шаповал, 2006а) синантропний елемент домінує, при цьому 26 із 27 рослин додатку зареєстровано у Великому Чапельському поді: *Ambrosia artemisifolia* L. (кенофіт), *Anisantha sterilis* (L.) Nevski (археофіт), *Chenopodium glaucum* L. (геміапофіт), *Xanthium albinum* (Widder) H. Scholz (кенофіт), *X. pensilvanicum* Wallr. (кенофіт) тощо.

За даними О.В. Канівець (Канівець, 1994) синантропна фракція Чапельського поду репрезентує ~ 52,2% об'єму його флори (це ~ 87,6% синантропної фракції флори природного ядра!). Великий Чапельський під, по суті, є «полігоном синантропізації» у природному ядрі Біосферного заповідника «Асканія-Нова». Це обумовлено, по-перше, його екоотпічною диверсифікацією, по-друге, пасквальною дигресією (фрагментами), по-третє, контактом з дендрологічним парком (Шаповал, 2006б). Детермінуючим фактором є інтразональні фітоценози поду (*Molinio-Arrhenatheretea*, *Phragmito-Magnocaricetea*) - магістральний канал експансії спонтанної флори дендропарку. Означити його конкретний доробок до синантропізації стелу проблематично..., але. У флористичному списку Й.К. Пачоського (1923) бракує: *Thlaspi perfoliatum* L. (кенофіт), *Lycopus exaltatus* L. f. (апофіт), *Lotus ucrainicus* Klokov (геміапофіт), *Artemisia absinthium* L. (археофіт), *A. vulgaris* L. (еуапофіт), *Sonchus arvensis* L. (археофіт), *Tanacetum vulgare* L. (апофіт) і т.д. С.І. Короткова (1964) фіксує їх у дендрологічному парку «Асканія-Нова». У списках 1974-2005 рр. це компоненти флори природного ядра. За Є.П. Веденьковим (1989), похідними флори дендропарку є *Anthriscus caucalis* M. Bieb., *Daucus carota* L., *Cichorium intybus*, *Arctium lappa* L. та лігнозні біоморфи: *Salix alba* L., *Ulmus caprinifolia* Rupp. ex G. Suckow, *Ribes aureum* Pursh, *Pyrus communis* L., *Mains sylvestris* Mill., *Crataegus curvisepala* Lindm., *Rosa canina* L., *Prunus spinosa* L., *Armeniaca vulgaris* Lam., *Rhamnus cathartica* L., *Syringa vulgaris* L., *Lycium barbatum* L., *Sambucus nigra* L., *Lonicera tatarica* L., але об'єктивно, «причетність» дендрологічного парку до інвазій у природне ядро *Pyrus communis* чи *Malus sylvestris*, *Armeniaca vulgaris*, *Syringa vulgaris*, *Lycium barbatum* тощо аналогічна лісосмугам чи населеним пунктам прилеглої території, у т.ч. й смт Асканія-Нова (Шаповал, 2006б).

Проблемою № 1, у контексті інтродукції та акліматизації рослин у дендрологічному парку «Асканія-Нова», є контроль його спонтанної флори. Процес експансії лігнозних біоморф (фанерофітизації степу) гальмується зонально-географічними параметрами даної території. Факт: чагар *Amorpha fruticosa* L. — адвент «з високою інвазійною спроможністю», що побутує у фазі експансії в Україні з 1976 р. (Протопопова, Мосякін, Шевера, 2002) та є компонентом «Старого парку» - абсолютно не реалізує інвазійний потенціал у степу.

Об'єм та кількісні параметри фракцій (груп) синантропної флори асканійського степу практично тотожні до синантропної флори депресій Лівобережжя Нижнього Дніпра (ЛНД) та корелюють з агро- та проценозами його буферної зони (табл. 2). У контексті пропорцій аборигенної (апофітної) та алохтонної фракцій, синантропна флора практично позбавлена локальної самотності: природне ядро — 1,3:1; його буферна зона - 1,2:1, депресії ЛНД - 1,3-1 (Шаповал, 2004; Дрозд, Шаповал, 2006), проте є регіонально-самотньою, оберненою

до синантропної флори України [1:1,3] та степової зони України [1:1,2] (Протопопова, 1991). Таким чином, у даному регіоні домінують аборигенні синантропні елементи (апофіти), через традиційний господарчий устрій I транспортно-комунікаційну «ізоляцію» території. 11,51% апофітної фракції (або 6,45% об'єму синантропної флори) репрезентують ендеміки та геміендеміки.

Таблиця 2. Структура синантропних флор природного ядра і буферної зони біосферного резервату «Асканія-Нова» та депресій ЛНД

Фракції флори	Території, об'єм фракцій (абс.; %)		
	біосферний резерват «Асканія-Нова»		депресії ЛНД
	природне ядро	буферна зона	
Локальна флора	505	198	493
Синантропна фракція	248; 49,11	158; 79,80	252; 51,12
Апофіти	139; 27,52	85; 42,93	138; 27,99
Адвенти	104; 20,59	71; 35,86	109; 22,11
1) археофіти	57; 11,29	41; 20,71	58; 11,76
2) кенофіти	47; 9,31	30; 15,15	51; 10,34
Прогресуючі елементи	5; 0,99	2; 1,01	5; 1,01

Хронотипи алохтонного елемента (археофіти та кенофіти) у природному ядрі реалізуються у пропорції 1,2:1 [Коефіцієнт модернізації (М) = 0,82], у буферній зоні - 1,4:1 [М = 0,73], у флорі депресій - 1,1:1 [М = 0,88]. За ступенем натуралізації у локальних синантропних флорах абсолютно домінують епекофіти: природне ядро - 77,66%, буферна зона - 95,77%, депресії ЛНД - 77,06%.

Таким чином, динаміка синантропного елемента флори асканійського степу є прогресуючою та інерційною (регулюється тригерними механізмами), що блокує її «експрес-реакцію» на резерватний режим. Актуальний об'єм та структурні параметри фракцій синантропної флори природного ядра біосферного резервату «Асканія-Нова» практично тотожні до синантропної флори депресій ЛНД та корелюють з агроценозами його буферної зони. Природа синантропного елемента степу є інвазійною, тому єдиний реальний механізм контролю за процесом синантропізації у природному ядрі — це «екологізація» режиму буферної зони чи оптимізація її «буферної ємності» (бар'єрного потенціалу), що, де-факто, є мінімальною. Статус-кво буферної зони - гетерогенна транзитна система, абсолютно інертна до експансій регіонального синантропного елемента та центр локальних фітоінвазій.

Веденьков Е.П. Современное состояние растительности целинной степи «Аскания-Нова», бывшей до 1966 года в хозяйственном использовании // Науч.-тех. бюл. УНИИЖ «Аскания-Нова». - Херсон, 1985. - Ч. 1. - С. 38-40.

Веденьков Е.П. Флора заповідника «Аскания-Нова» (аннотированный список цветковых растений заповедной степи).-М., 1989.-52 с.

Веденьков С.П., Водоп'янова В.Г. Флора заповідного степу «Асканія-Нова» // Рослинні багатства заповідного степу і ботанічного парку «Асканія-Нова». - Київ: Наук, думка, 1974. - С. 11-58.

Веденьков Е.П., Дрогобич Н.Е. Основные итоги реинвентаризации флоры природного ядра Биосферного заповедника «Аскания-Нова» // Актуальні питання збереження і відновлення степових екосистем: Мат-ли Міжнар. наук, конф., присв. 100-річчю заповідання асканійського степу (Асканія-Нова, 21-23 травня 1998 р.).-Асканія-Нова, 1998.-С. 12-15.

Дрогобич Н.Е., Семпава-Тян-Шанская А.М. История ботанических исследований в заповедной степи «Аскания-Нова» (к 100-летию заповедника) // Бюл. МОИП. Отд. биол. - 1988. - Т. 93, вып. 3. - С. 118-125.

Дрозд С.В., Шаповал В.В. Синантропна флора агроценозів буферної зони Біосферного заповідника «Асканія-Нова» // Синантропізація рослинного покриву України: Тези наук. доп. (Переяслав-Хмельницький, 27-28 квітня 2006 р.). - Київ-Переяслав-Хмельницький, 2006. - С. 65-67.

Елонова Л.Д. Реинвентаризация и анализ современного состояния флоры цветковых растений заповедной степи «Аскания-Нова» // Мониторинг состояния геофизической среды и биоты Украинского государственного биосферного заповедника «Аскания-Нова» в его типичном природно-антропогенном ряду экосистем: Отчет о НИР (заключительный). - Ч. 1. / УНИИЖ «Аскания-Нова». - № ГР 01870098818. - Асканія-Нова, 1990.-С. 157-172.

- Канивец Е. В.* Синантропная флора «Большого Чапельского пода» // Тематика научных исследований и их результативность в первые годы независимости государства: Мат-лы науч.-практич. конф. - Херсон, 1994.-Ч. I.-С. 57-58. *Короткова Е.И.* Динамика растительного покрова южно-украинской степи по наблюдениям в Аскании-Иова:
 Дис... канд. биол. наук: 03.00.05. / Ботан. ин-т им. В.Л. Комарова АН СССР - Л., 1964. - 243 с. *Пачоски И.К.* Список растений, обитающих на территории Государственного Заповедника «Аскания-Нова» // Изв. Гос. Степного Заповедника «Аскания-Нова». - Херсон, 1923. -Т. II. - С. 97-144. *Протопопова В.В.* Синантропная флора Украины и пути ее развития. - Киев: Наук, думка, 1991. - 204 с. *Протопопова В.В., Мосякин С.Л., Шевера М. В.* Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє, - Київ: Ін-т ботан. ім. М.Г. Холодного НАН України, 2002. - 32 с. *Тецман Ф.* Про південно-російські степи та маєтки герцога Ангальт-Кетенського, що знаходяться в Таврії // Вісті Держ. Степового Заповідника «Чаплі». - Харків, 1926. - Т. III. - С. 121-146. *Шаповал В.В.* Динаміка адвентивної флори асканійського степу (ретроспективний аналіз) // Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України: Мат-ли всеукр. студентської наук.-практич. конф. до 115 річниці МІ. Гавриленка (Полтава, 25-26 березня 2004 р.). - Полтава: АСМІ, 2004. - С. 300-302. *Шаповал В.В.* До об'єму судинної флори природного ядра Біосферного заповідника «Асканія-Нова» // Тези доп. 1-го відкритого з'їзду фітобіологіє Херсонщини (Херсон, 6 квітня 2006 р.). - Херсон: Айлант, 2006а. - С. 64. *Шаповал В.В.* Локальні адвенти у флорі природного ядра біосферного резервату «Асканія-Нова» // Досягнення та проблеми інтродукції рослин в степовій зоні України: Тези доп. I Міжнар. наук.-практич. конф. (Херсон, Нова Каховка, 18-20 жовтня 2006 р.). - Херсон: Айлант, 2006б. - С. 72-74. *Teetzmann F.* Ueber die SOdrussischen Stepper) und uber die darin im Taurischen Gouvernement belegen Beisitzungen des Herzogs von Anhalt-KOthen (geschr. im Januar 1842) // Beitrage zur Kenntniss des Russischen Reiches und der angranzenden Lander Asiens. - St. Petersburg, 1845. - S. 89-135.

УДК 551.455:633.2/.3:599.6/.73

Ясинецкая Н.И., Жарких Т.Л.

Біосферний заповідник «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна У А АН, ул. Фрунзе, 13, мт Асканія-Нова, Чаплинський р-н, Херсонська обл., 75230, Україна. E-mail: askania-zap@mail.ru

МЕТОДИКА РАСЧЁТА ПАСТБИЩНОЙ НАГРУЗКИ НА СТЕПНОЙ УЧАСТОК «БОЛЬШОЙ ЧАПЕЛЬСКИЙ ПОД» В БИОСФЕРНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ «АСКАНИЯ-НОВА»

В настоящее время отдельные участки природного ядра Биосферного заповедника «Аскания-Нова» (общая площадь 11054 га) сохраняются в трёх режимах - абсолютная заповедность, выкашивание (залежи), выпас. Последний режим - регламентированный управляемый выпас диких животных - проводится на участке «Большой Чапельский под» согласно «Положению о биосферном заповеднике «Аскания-Нова» (приказ Минприроды №17 от 25.02.1994 г.).

Известно, что заповедные территории с естественной степной, луговой или другой растительностью могут использоваться для выпаса животных только при условии сохранения природного равновесия. В последние годы во многих заповедниках мира копытные животные, как дикие, так и домашние, используются для управления растительными сообществами, поддерживая мозаичность растительности и обеспечивая вклад в их структурное разнообразие (Menard et al., 2000). В связи с изменением в природоохранной политике в Европе и Северной Америке, копытные животные, как дикие, так и домашние, стали больше использоваться для достижения природоохранных целей. Травоядные инициируют восстановление многовидовых пастбищных экосистем с минимальным уровнем вмешательства со стороны человека (Loucougaray et al., 2004; Эндрус, Рибейн, 2006). Вопрос о пастбищной нагрузке решался многими учеными, и большинство рекомендаций сводится к расчётам количества животных, которые могут прокормиться на 1 га конкретного пастбища (Мордкович и др., 1977; Zimmermann et al., 1998; Дунайський біосферний заповідник..., 1999; Гелюта та ін., 2002).

В настоящей работе кратко описана история использования участка «Большой Чапельский под» и представлена методика расчёта пастбищной нагрузки, применяемой в

настоящее время как составная часть мониторинговых исследований в рамках «Летописи природы Биосферного заповедника «Аскания-Нова».

В Биосферном заповеднике «Аскания-Нова» более 100 лет сохраняется уникальный участок сухой типчаково-ковыльной степи со специфическим флоро-фаунистическим комплексом. Принадлежность земель, входящих в состав заповедника, за последние два с половиной века неоднократно менялась: до 1783 года здесь кочевали ногайцы и татары, на протяжении 1783-1828 гг. они принадлежали казне, в 1828-1856 гг. ими владел герцог Ангальт-Кетенский, в 1856 г. они перешли к семье Фальц-Фейнов (Фальц-Фейн, 1997).

Большой Чапельский под (БЧп), введённый в состав природного ядра Биосферного заповедника «Аскания-Нова» в 1966 году (Проект..., 2003), как и другие земли до их заповедания, подвергался определённому антропогенному воздействию. С 1830-х годов до конца XIX века территория БЧп («Большая долина») использовалась как пастбище для овец, крупного рогатого скота и сенокос (здесь и далее до конца абзаца цит. по: Фальц-Фейн, 1997). В последней четверти XIX века Ф.Э. Фальц-Фейн, основатель и хозяин акклиматизационного (зоологического) парка «Аскания-Нова», впервые стал содержать диких животных в полувольных условиях. В 1883 году для содержания местных и завозимых в зоопарк копытных был огражден участок целинной степи площадью около 9 га, так называемый «заповедник», расположенный недалеко от господского дома. С ростом видового и численного состава коллекции копытных площадь степного загона расширялась и к 1892 году составляла уже около 66 га. Впоследствии Ф.Э. Фальц-Фейн не увеличивал площадь загона, а стал практиковать вольный выпас диких копытных животных под управлением пастухов. К 1914 году в зоопарке содержалось 57 видов травоядных млекопитающих, в основном, представители семейства Полорогих (49 видов).

После национализации имения в 1919 г. и учреждения в 1921 г. в Аскании-Нова Государственного степного заповедника площадь загона для выпаса была увеличена до 120 га в 1926 г. (Степной заповедник..., 1928). Благодаря частично сохранившимся сведениям о поголовье животных, можно вычислить пастбищную нагрузку на степной загон - в те годы она составляла 1,3 ос./га (160 особей 22 видов копытных). Остальную (большую) часть животных по-прежнему выпасали в открытой степи.

Управляемый выпас многовидовых стад диких животных был упразднён в конце 1960-х годов, после того, как в 1962—1973 годах значительная часть БЧп была огорожена. Участок общей площадью 2376,4 га был разделён на систему загонов площадью от 3,3 до 1383,4 га каждый, внутри загонов устроены водопои и навесы для животных (Лобанов, 1985).

Длительная практика позволила выработать оптимальную структуру стад копытных животных в степных загонах. Виды умеренных широт выпасаются в степи смешанными стадами в течение всего года при минимальном вмешательстве человека. Большинство являются реинтродуцированными аборигенными видами или экологическими дублерами (аналогами) исчезнувших степных животных Европы (сайгак *Saiga tatarica*, кулан *Equus hemionus kulan*, лошадь Пржевальского *E. przewalskii*). Кроме того, на круглогодичном выпасе содержатся стада бизонов *Bison bison*, благородных оленей *Cervus elaphus*, пятнистых оленей *C. nippon hortulorum*, ланей *C. (Dama) dama*, муфлонов *Ovis ammon musimon*, одиночные особи яка *Bos (Poephagus) mutus dom.*, верблюда *Camelus ferus bactrianus dom.*, ламы *Lama guanicoe glama*. На весенне-летний период в загоны выпускают небольшие группы теплолюбивых копытных - канн *Taurotragus (Tragelaphus) oryx*, нильгау *Boselaphus tragocamelus*, гну голубых *Connochaetes taurinus*, африканских буйволов *Syncerus coffer*, гаялов *Bos (Bibos) frontalis dom.*, вату сси *B. taurinus macroceros*, равнинных зебр *Equus burchelli*, пони *E. caballus var.* и ослов *E. asinus dom.* Всего в летний пастбищный сезон в загонах БЧп насчитывается от 500 до 800 особей. Помимо копытных, в нескольких небольших загонах содержатся 10-20 особей африканских страусов *Strutio camelus camelus*, нанду *Rhea americana* и эму *Dromaius novae-hottandiae*. Зимой пастбищная нагрузка значительно уменьшается за счёт перевода в помещение теплолюбивых животных и реализации излишков поголовья. В снежные дни в загоны вывозится сено.

Вопрос о количестве и половозрастном составе животных, содержащихся в БЧп, ежегодно рассматривается на Учёном совете заповедника. План расстановки животных разрабатывается с учётом совместимости различных видов животных. Кроме репродуктивных групп, с целью ограничения воспроизводства некоторых видов создаются однополые (холостяковые) группы и группы молодняка. С 1983 г. результаты слежения за ситуацией в БЧп отражаются в ежегодном отчёте «Летописи природы».

В 2001 году была разработана следующая методика определения пастбищной нагрузки на загоны БЧп. Поскольку нагрузка меняется в зависимости от изменения численности животных каждого вида (рождение, выбытие, перестановка), сначала составляется таблица продолжительности их пребывания в загонах, где указано, сколько животных данного вида и когда было в каждом из загонов БЧп, как менялась их численность в течение года (табл. 1).

Таблица 1. Видовой состав и численность копытных в загоне №4 в 2006 году

№ и площадь загона (га)	Вид, подвид, форма	Количество животных, возраст	Дата пребывания в загоне	Живой вес 1 особи, кг	Нагрузка 1 особи, кг/га
1	2	3	4	5	6
№4 70,8 га --	Лошадь Пржевальского	4 взр. 3 взр.	01.01.-26.04. 27.04.-23.10.	285	4,03
	Зебры равнинные	4 взр. 1 мол.	18.05.-16.10. 29.08.-16.10.	240 35	3,39 0,49
	Осёл	3 взр. 2 мол.	29.04.-19.10. 26.06.-19.10.	165 19	2,33 0,27
	Ватусси	1 взр.	17.04.-29.08.	450	6,35
	Красный степной скот	3 взр.	18.05.-25.10.	600	8,47
	Канна	8 взр.	25.04.-27.09.	400	5,65
		7 взр. 3 мол.	28.09.-17.10. 25.04.-17.10.		
Бизон	1 взр.	01.02.-15.02.	430	6,07	

При этом животных предыдущего года рождения считают взрослыми. Молодняк текущего года рождения засчитывают с момента появления последнего малыша в группе. Например, у бизонов в 2006 г. родилось 11 телят, последний родился 11 сентября. В таблице указывается:

№7	Бизон	11 мол.	11.09.-31.12.	30	0,022
----	-------	---------	---------------	----	-------

Далее вычисляется нагрузка 1 особи каждого вида на гектар в каждом загоне, при этом вес молодняка равен 20% от веса взрослого. *Пример:* вес взрослого нильгау = 160 кг. Нагрузка на загон №1 = 160 кг / 79,9 га = 2 кг/га

Нагрузку (Н) группы животных одного вида рассчитывают ежемесячно по формуле

$$N = \frac{N_0 \times K_{ж} \times K_{д}}{K_{дм}}$$

где N_0 - нагрузка 1 особи (кг/га), $K_{ж}$ - количество особей в группе, $K_{д}$ - количество дней, проведенных этой группой в загоне в данном месяце, $K_{дм}$ - количество дней в месяце.

Пример: В загоне №1 находилось 4 взрослых нильгау с 10 по 25 апреля, 26 апреля в загон выпустили ещё 10 голов. Нагрузку 1 ос. (2 кг/га) умножают на 4 особи, умножают на 16 дней (10.04-25.04.), затем делят на 30 (кол-во дней в апреле) = 4,37 кг/га. Затем 2 кг/га x 14 особей x 5 дней (группа из 14 особей была в загоне в апреле только 5 дней) и делят на 30, т.е. 140/30 = 4,67 кг/га. Общая нагрузка нильгау на 1-й загон в апреле - 4,37+4,67=9,04 кг/га.

Если количество животных в данном месяце не меняется, то нагрузку 1 особи умножают на количество особей. Например, в течение мая в загоне №1 было 14 нильгау, их общая нагрузка составляет 2x14 = 28,0 кг/га.

В завершение подсчета нагрузка всех видов за месяц в данном загоне суммируется и составляется сводная таблица за весь год (табл. 2).

Таблиця 2. Нагрузка на загон №4 в 2006 году по месяцам, кг/га

Вид	Месяцы года											
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Лошадь Пржевальского	16,12	16,12	16,12	15,58	12,09	12,09	12,09	12,09	12,09	8,97	—	—
Зебры равнинные	-	-	—	-	6,12	13,56	13,56	13,62	14,05	7,25	—	—
Осел	-	—	-	0,47	6,99	7,08	7,53	7,53	7,53	4,62	-	-
Вагусси	-	-	-	2,96	6,35	6,35	6,35	5,94	—	-	-	—
Красный степной скот	—	—	—	—	11,47	25,41	25,41	25,41	25,41	20,49	—	—
Бизон	—	3,25	-	—	—	—	—	-	—	—	-	—
Канна	-	-	-	9,26	46,46	46,46	46,46	46,46	45,9	22,37	-	-
<i>Всего</i>	16,2	19,37	16,2	28,27	89,48	110,95	110,95	111,05	110,05	63,7	-	-

Расчёт нагрузки зимой. Период, когда в загоны вывозится сено, считается отдельно. Поскольку куланы, благородные олени, лани и сайгаки к селу практически не подходят, их влиянием на ближние загоны №№ 1 и 2, куда вывозится сено, можно пренебречь. Нагрузка рассчитывается для лошадей Пржевальского, бизонов и пятнистых оленей. При этом учитывается, что они на ночь уходят в большие загоны и, соответственно, уменьшается в два раза нагрузка на загоны №№ 1,2. В этот же период площадь загонов 1, 2 объединяется (всего $79,9+32,6=112,5$ га)

Пример: в 2001 году сено в загоны вывозили со 2 февраля по 13 марта. В феврале в загоне №7 находилось 41 лошадь Пржевальского. Вес 1 особи (285 кг) делится на 112,5 га - 2,04 кг/га (нагрузка 1 ос./га). В феврале лошади посещали загоны №№1, 2 в течение 26 дней, следовательно, $(2,53 \times 41 \times 26) / 28$ (кол-во дней в феврале) = 96,32 кг/га. Но, так как животные на ночь уходили, их суммарная нагрузка составляет $96,32 / 2 = 48,16$ кг/га.

Для подсчёта нагрузки на загоны 1 и 2 по-отдельности составляется пропорция:

$$\begin{array}{l} \text{загон 1 (79,9 га)} \\ 48,16 \text{ кг/га} - 113 \text{га} \\ \text{X} \quad \quad \quad - 79,9 \text{га} \end{array} \quad \begin{array}{l} \text{загон 2 (32,6 га)} \\ 48,16 - 34,05 = 14,11 \text{ кг/га} \\ \text{X} - 34,05 \text{ кг/га} \end{array}$$

Соответственно, общая нагрузка лошадей на загон №7 в тот же период рассчитывается следующим образом. Нагрузка 1 ос./га: $285 \text{ кг} / 1383,4 \text{ га} = 0,21 \text{ кг/га}$. Общая нагрузка: $(0,21 \times 41 \times 26) 12\% = 8,0$, далее делится на 2 (животные уходили в загоны №№ 1,2) = 4,0 кг/га. Для 13 дней марта расчёт аналогичный.

Далее данные обрабатываются по всем загонам и окончательные результаты имеют следующий вид (табл. 3).

Таблиця 3 Среднемесячная нагрузка на загоны БЧП в 2006 году, кг/га

Загон							
№1	№2	№3	№4	№5	№6-№7	№8	№9
56,03	80,43	47,45	56,35	7,6	41,32	67,37	91,2

В Аскании-Нова в результате управления популяциями отдельных видов копытных (оптимизации структуры стад, регуляция численности) общая численность выпускаемых на лето в загоны БЧП животных уменьшается из года в год. По литературным данным, в летний период допустимая пастбищная нагрузка на сельскохозяйственные угодья в условиях засушливых степей колеблется от 77 до 233 кг/га (Гребень, 1928а, б; Мордкович и др., 1977; Ларин, 1978). В условиях заповедников и природных территорий допустимая нагрузка значительно ниже и обычно не превышает 70 кг/га (Zimmermann et al., 1998; Гелюта та ін., 2002), хотя в отдельных случаях этот показатель может достигать 300-900 кг/га (Springfield, 1976; Дунайський біосферний заповідник..., 1999; Menard et al., 2000).

Преимущество регулируемого выпаса в заповеднике «Аскания-Нова» заключается в использовании многовидового сообщества копытных. Известно, что и в природе, и в

пастбищном хозяйстве увеличение разнообразия видов пасущихся животных ведёт к более разностороннему и полному использованию растительной продукции. Комбинированный выпас значительно увеличивает полноту использования растительности, препятствует засорению пастбища непоедаемыми и малопоедаемыми видами растений и в целом повышает кормовую ёмкость такого пастбища (Абатуров, 1979; Loucougaray et al., 2004). В Аскании-Нова в летний пастбищный период 2006 г. в загонах № 6 и № 7 БЧп (общая площадь 2032,4 га) выпасалось 11 видов животных численностью 453 особи. Из них большинство (74%) составляли представители парнокопытных Artiodactyla, в том числе 32% из подсемейств Saiginae, Tragelaphinae и Alcelaphinae (сайгаки, канны, нильгау, гну), 16% из подсемейства Bovinae (бизоны, ватусси, гаялы, кафрские буйволы), 26% из семейства Cervidae (пятнистый и благородный олени, лани). Остальные животные (26%) относились к непарнокопытным Perissodactyla из семейства Equidae (куланы и лошади Пржевальского). Соотношение 2-3 особи жвачных к 1 особи лошадиных считается оптимальным для поддержания режима сохранения пастбищных угодий и природных экосистем (Дунайський біосферний заповідник..., 1999; Опустынивание..., 2002).

Представленная нами методика позволяет оценить нагрузку на степь, поскольку отражается динамика численности различных видов на протяжении года, учитывается половозрастной состав отдельных видов животных. В дальнейшем, используя накопленные хронологические ряды наблюдений, можно будет прогнозировать оптимальный режим использования степи. Практика смешанного выпаса, применяемая в Аскании-Нова более 100 лет, может использоваться в других заповедниках и полурезерватах в качестве мероприятий по управлению растительным разнообразием с целью достижения гетерогенности структуры растительных сообществ, и имеет природоохранное значение для травянистых экосистем.

Абатуров Б.Д. Биопродукционный процесс в наземных экосистемах (на примерах экосистем пастбищных типов). - М.: Наука, 1979. - 128 с. *Гелюта В.П., Генов А.П., Ткаченко В.С., Минтер Д.В.* Заповідник «Хомутовський степ». План управління. -

Київ: Академперіодика, 2002. - 38 с. *Гребень Л.К.* История Асканийского овцеводства // Бюлл. зоотехнической и племенной опытной станции в

Госзаповеднике «Чапли». - 1928а. - № 4. - С. 16-65. *Гребень Л.К.* Овцеводство в Аскании-Нова // Степной заповедник Чапли - Аскания-Нова. — М.-Л: Гос. изд-во,

1928б. - С. 235-261. Дунайський біосферний заповідник НАНУ. План управління (менеджмент план) / Волошкевич О., Жмуд М.,

Титар В. - Київ-Вилкове, 1999. - 64 с. *Ларин И.В.* Избранные труды. - М.: Колос, 1978. - 472 с. *Лобанов Н.В.* Зимовка диких копытных в зоопарке «Аскания-Нова» // Науч.-техн. бюлл. - 1985. - Вып. 1 -

С.15-18. *Мордкович В.Г., Гиляров А.М., Тишков А.А., Баландин С.А.* Судьба степей. - Новосибирск: Мангазая, 1977. -

208с. Опустынивание и экологические проблемы пастбищного животноводства степных районов юга России /

Антончиков А.Н., Бакинова Т.И., Душков В.Ю., Залибеков З.Г., Левыкин С.В. и др. - М.: Альтиграфика, 2002. - 92 с. Проект організації території та охорони природних комплексів Біосферного заповідника «Асканія-Нова» ім.

Ф.Е. Фальц-Фейна, селище Асканія-Нова Чаплинського району Херсонської області: Звіт про НДР (заклучний) / Державне підприємство «Головний науково-дослідний та проектний інститут землеустрою», № ДР0103Ц05745. - Київ, 2003. - 688 с.

Степной заповедник Чапли — Аскания-Нова: Сб. статей. — М.-Л: Гос. изд-во, 1928. - 272 с. *Фальц-Фейн В.Э.* Аскания-Нова. - Киев: Аграрна наука, 1997. - 352 с. *Эндрюс Дж., Рібейн М.* Сільське господарство та охорона природи. Посібник із практичного управління,

відновлення та створення природних біотопів на сільгоспугіддях: Пер. з англ. — Київ, 2006. — 288 с.

Loucougaray G., Bonis A., Bouzille J.-B. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in Western France // Biological Conservation. - 2004. - Vol. 116. - P. 59-71. *Menard C., Duncan P., Fleurance G., Georges J.-Y., Lila M.* Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in

European wetlands // J. Appl. Ecol. - 2000. - Vol. 39, Nr 1. - P. 120-133. *Springfield H. W.* Characteristics and management of southwestern pinyon-juniper range: the status of our knowledge. -

USDA For. Serv. Res. Pap., 1976. - RM-160.

Zimmermann W., Kolter L., Sandor I., Dukat Z. Przewalskipferde in der Hortobagy-Puszta: ein Natur- und Artenschutzproject // Zeitschrift des Kolner Zoo. - 1998. - Vol. 41, Heft 1. - S. 37-55.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

УКРАЇНЬСЬКА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК
НАУКОВА РАДА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ ВІДДІЛЕННЯ ЗАГАЛЬНОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ
МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА СЛУЖБА ЗАПОВІДНОЇ СПРАВИ ДЕРЖАВНЕ
УПРАВЛІННЯ ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА
В ХЕРСОНСЬКІЙ ОБЛАСТІ БІОСФЕРНИЙ ЗАПОВІДНИК
«АСКАНІЯ-НОВА» ІМЕНІ Ф.Е. ФАЛЬЦ-ФЕЙНА УААН

Матеріали Міжнародної наукової конференції

Українською та російською мовами

ЗАПОВІДНІ СТЕПИ УКРАЇНИ. СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ЗБЕРЕЖЕННЯ

За достовірність матеріалів, представлених у збірці, відповідальність
несуть автори

Комп'ютерна верстка В.В. Шаповала, І.К. Поліщука
Фото і малюнок на обкладинці В.В. Шаповала

Підписано до друку 03.09.07 р.
Формат 64х90/8 Папір офсетний. Друк офсет.
Ум. друк. арк. 7,75. Обл.-вид. арк. 8,79
Наклад 200 прим. Зам. № 192.

Друк ПП Андреев О.В. м.
Армянськ, АР Крим, Україна
Св.ДК№1090 тел.
(06567) 3-27-99

