
Бібліографія

Загороднюк І. В. Індикатори біорізноманіття степових екосистем як критерій цінності природних ядер // Екологічні аспекти Луганщини в контексті сталого розвитку (Щорічна збірка наукових праць). — Луганськ: Вид-во ЛНАУ, 2009. — С. 120–125.

Bibliography

Zagorodniuk I. V. Indicators of steppe ecosystem biodiversity as criteria of natural core value // Ecological aspects of the Luhanshyna in context of sustainable development (Annual of scientific works). Luhansk: LNAU Publ. House, 2009. — P. 120–125.

NB: резюме статті в опублікованій її версії вилучено.

Індикатори біорізноманіття степових екосистем як критерій цінності природних ядер

І. В. Загороднюк

Лабораторія екології тварин та біогеографії,
Луганський національний університет імені Тараса Шевченка
<http://corsac.lnpu.edu.ua>, e-mail: zoozag@ukr.net

Індикатори біорізноманіття степових екосистем як критерій цінності природних ядер. — Загороднюк І. В. — Розглянуто ідею використання показників біорізноманіття для добору цінних для збереження екосистем (ЦЗЕ). Визначено сім ключових критеріїв ЦЗЕ за біотичною складовою: 1) абсолютні показники видового багатства біоти та окремих індикаторних груп; 2) кількість і частка адвентивних видів; 3) обсяг втраченого або недооблікованого видового багатства; 4) кількість і частка раритетних видів; 5) наявність типових зональних угруповань і ключових середовищевірних видів; 6) абсолютні розміри екосистем з огляду на мінімальні розміри популяцій видів-індикаторів; 7) потужність базису трофічної піраміди і довжина трофічних ланцюгів. Попри абсолютну цінність раритетних видів як індикаторів стану середовища і критеріїв цінності природних комплексів цю їхню роль можуть виконувати інші види, які при тих самих індикаторних властивостях є також індикаторами наявності або можливості існування видів-раритетів. Сформульовано сім критеріїв добору індикаторних видів (родів) і наведено приклади таких індикаторів зі складу степового фауністичного ядра (СФЯ). Аналіз індикаторів розглядається як інструмент швидкого і ефективного добору ЦЗЕ для включення їх у мережу природно-заповідного фонду і визначення природних ядер екомережі, а також як основа аналізу поточного стану і змін середовища існування рідкісних і зникаючих видів.

Вступ

Сучасний ступінь антропогенної трансформації екосистем, включаючи їх прямі порушення господарською діяльністю людини та опосередковані зміни внаслідок порушення структури зв'язків ведуть до неминучих втрат біорізноманіття (Загороднюк, 1997; Лебедева, Криволуцкий, 2002). Оскільки такі процеси не є точковими і досягли глобальних масштабів, єдиним шляхом до збереження різноманіття є підтримання цілісності екосистем, дієвим механізмом чого визнано не охорону окремих видів або окремих залишків природних екосистем, а відновлення цілісності природних ландшафтів і структури біотичних угруповань (Sutherland, 2004).

Загальноновизнаним інструментом відновлення екологічного каркасу та залучення в його структуру найбільш цінних для збереження територій (або акваторій) стала екомережа, центральним елементом якої є природні ядра як осередки існування повночленних угруповань і центрів флористичних та фауністичних ядер, характерних для того чи іншого типу природних комплексів. Такими природними комплексами є біогеографічні виділи відповідного рівня інтеграції, зонайменше на рівні округів (Baquero, Tellería, 2000).

Ця ідея ускладнюється тим, що переважна більшість популяцій у традиційному розумінні цього поняття в дійсності існує у формі метапопуляцій, тобто системи взаємодіючих і взаємозамінних чи взаємодоповнюючих локальних угруповань. Власне метапопуляційна структура видів визначає можливості довготривалого їх існування у структурі тих чи інших угруповань, з чого випливають дві ключові вимоги до екомережі — визначення мінімально допустимих розмірів природних ядер та можливості взаємодії між ними. При цьому сама ідея природних ядер по суті є і залишилась антропоцентричною, оскільки залишки природних екосистем набули ознак острівних угруповань у зв'язку з розвитком центрів урбанізації та інфраструктури цивілізації.

У кожному разі практика природоохорони повинна враховувати наявність урбаністичних і антропогенних ландшафтів, з одного боку, а, з іншого боку, виходити по суті з неможливості зберігати наявну і тим паче відновлювати вихідну структуру екосистем (як з точки зору практики природокористування, так і з огляду на економічні реалії). Отже, ключовою задачею є визначення мережі високо цінних для збереження екосистем та забезпечення їхніх взаємодій (Второв, Второва, 1983).

Очевидно, що критеріїв для цього може існувати не менше, ніж фахівців, а почасти, і видів флори і фауни і їхніх асамблей, проте від усвідомлення цього задача не може бути відкинута, і вона вимагає свого вирішення. При тому критеріями цінності територій (не завжди «екосистем» у повному значенні цього терміну) мають бути обрані ті, що дозволяють проводити експрес-оцінку обраних для аналізу ділянок і при тому без складних довготривалих досліджень, результати яких можуть стати запізнілою вказівкою на цінність таких територій або екосистем.

Загальні критерії цінності природних екосистем

Цінність залишків природних екосистем може бути визначена за кількома критеріями (групами критеріїв), у тому числі:

- 1) абсолютні розміри і конфігурація ділянок,
- 2) ступінь фрагментованості території,
- 3) зв'язок з іншими подібними ділянками,
- 4) ступінь збереженості вихідного стану,
- 5) віддаленість від джерел нестабільності,
- 6) наявність раритетних видів і угруповань,
- 7) наявність індикаторів біорізноманіття.

Одним з головних критеріїв цінності території є наявність видів, які можуть бути індикаторами задовільного стану біоти загалом та її зональних особливостей, зокрема (Niemi et al., 1997). Отже, наші пошуки мають бути спрямовані на критерії оцінок біотичної складової Цінних для Збереження Екосистем (ЦЗЕ).

Критерії оцінок біотичної складової ЦЗЕ

Важливими компонентами оцінок біотичної складової ЦЗЕ є такі:

- 1) абсолютні показники видового багатства флори і фауни загалом або окремих індикаторних груп;
- 2) абсолютна кількість і частка адвентивних видів;
- 3) обсяг втраченого або недооблікованого (відносно списку очікуваних видів) видового багатства місцевих (аборигенних) видів;
- 4) абсолютна кількість і частка раритетних видів за всіма групами раритетності (Загороднюк, 2008);
- 5) наявність типових зональних угруповань і ключових середовищевірних груп видів (напр., представників степового фауністичного ядра або макрофітофагів);
- 6) абсолютні розміри екосистем з огляду на мінімальні просторові потреби метапопуляцій ключових видів-індикаторів;
- 7) потужність базису трофічної піраміди та кількість ефективно діючих трофічних рівнів і типів взаємодій (у т. ч. довжина трофічних ланцюгів).

Оцінка усіх цих критеріїв цінності є доволі складною і трудомісткою задачею, яка вимагає великих обсягів досліджень і значного часу, а також наявності фахівців відповідного рівня підготовки. За такими критеріями можна оцінювати окремі модельні угруповання та екосистеми, проте не великі обсяги територій. Ключовою проблемою стає можливість проведення відповідних обліків флори і фауни. Особливо складним для реалізації такий підхід стає при обґрунтуванні структури екомережі та її природних ядер. Отже, нагальною задачею оцінки ступеню збереженості і цінності природних територій мають виступати не дані щодо обсягу і складу біоти загалом, а наявність і стан популяцій окремих видів і видових груп, які можуть бути індикаторами загального стану угруповань і екосистем (Стойко, 2004).

На роль таких індикаторів можуть претендувати різні групи, як систематичні, так і екологічні, як біогеографічні, так і функціональні. Наприклад, оцінки можна проводити за комахами або птахами, за продуцентами або ентомофагами, за гідробіонтами або ксилобіонтами, за осілими або мігруючими видами, за окремими видами або їх гільдіями, за видами з визначною середовищевірною функцією або, навпаки, видами, що є мешканцями певних ландшафтних (наприклад, степ) чи мікроландшафтних місцезнаходжень (наприклад, епіліти) та компонентами окремих унікальних синузій, за високо раритетними або більш звичайними видами.

Аналіз всього цього різноманіття об'єктів аналізу та досвід роботи у напрямку пошуку індикаторів засвідчив, що окремі групи з числа вище названих є вкрай складними для аналізу і наявні дані, попри їх високу цінність, часто не є достатніми, доступними для аналізу великих територій або вимагають надзвичайних витрат і невиправданого залучення спеціалістів доволі високого рівня кваліфікації.

Зокрема, збір таких даних щодо рідкісних видів, які складають основу раритетної частини фауни, є важливим, проте невиправдано трудомістким процесом для оцінок великого обсягу територій (Prendergast et al., 1993). Окрім того, залишаються немалі ризики отримання формально високих оцінок за рахунок «сірої біоти», включаючи й адвентивну біоту (Swarts et al., 1995; Kerr, 1997).

Критерії добору ключових індикаторів

Критеріями цінності різних груп тварин або рослин при формуванні переліків ключових індикаторів біорізноманіття можуть бути такі:

- 1) можливість ідентифікації видів за прямими їх спостереженнями або слідами їх життєдіяльності (присутності), включаючи можливості фотодокументації, прижиттєвої і дистанційної діагностики, визначення за непрямими даними або без спеціальних і трудомістких методик ідентифікації;

2) відносно висока частота трапляння, що дозволяє ідентифікувати види при мінімальних схемах обліку відповідної систематичної чи екологічної групи. Значна частка видів-раритетів для цього не годиться. Приклади мінімальних схем обліку подано окремою працею (Загороднюк та ін., 2002). Вид має бути ідентифікований за один типовий обліковий цикл (наприклад, 10-км маршрут, 100 пастко-діб, 1 день спостережень тощо у відповідних біотопах та у відповідний час);

3) індикатори обираються з числа груп, для яких нескладно відтворювати їх метапопуляційну структуру. Остання дозволяє говорити не тільки про факт присутності виду (реєстрації особин, але ще не наявності стабільних локальних популяцій), але й певну просторову і демографічну структуру, якою представлений вид у аналізованому місцезнаходженні (наприклад, поселення, систему колоній, гніздові пари, репродуктивне ядро, зимівельне скупчення тощо);

4) наявність виразних і очевидних мутуалістичних зв'язків та інших типів екологічних взаємодій з іншими групами високоцінних для збереження видів, включаючи значення видів як середовищевірних структурних елементів угруповань та екосистем, їх роль у забезпеченні існування екологічно близьких видів тощо;

5) високе значення виду або групи видів у формуванні структури угруповань як на рівні гільдій (тобто в межах одного екоморфологічного типу або трофічного рівня), так і трофічних ланцюгів (тобто зв'язків між трофічними рівнями);

6) зональна цінність виду, яка визначається високими показниками його притаманності до типових зональних біотопів і загалом місцезнаходжень. Приклади розрахунків оцінок біотопної притаманності можна знайти у відповідних публікаціях (Песенко, 1982; Наглов, Загороднюк, 2006). Одним з важливих критеріїв може виступати не лише висока біотопна притаманність виду до певного типу місцезнаходжень, але й загалом належність виду до того чи іншого зонального біотичного комплексу, наприклад, степового фауністичного ядра (Загороднюк, 1999);

7) Загальний парасольковий ефект, який може бути оцінений за бальною шкалою як цінність факту присутності виду (надвиду, роду тощо) для оцінки стану популяцій суміжних видів, гільдій та показників цінності і віргільності (=незайманості) екосистем (Fleishman et al., 2000).

Приклади і ТОП-10

Наведемо три приклади ссавців зі складу степового фауністичного ядра, які можуть виступати у якості видів-індикаторів цінних для збереження степових екосистем (всі три — з групи гризунів-землеріїв, що є консументами I-го порядку).

Байбак (*Marmota bobak*): відповідає усім 7 критеріям, у тім числі легка ідентифікація, очевидна середовищевірна функція та зв'язок з іншими видами-мутуалістами (наприклад, їжачок вухатий, лис степовий, огар, кам'янка попеляста тощо), провідна роль у формуванні трофічних ланцюгів і парасольковий ефект.

Хоерах (*Spermophilus sp.*): так само відповідає усім семи критеріям. Відіграє провідну роль у формуванні трофічної бази багатьох видів хижих ссавців і птахів. Формує стабільні поселення лише при наявному (але помірному) рівні пасовищного навантаження, тобто при наявності макрофітофагів. Вразливий до фактору фрагментації.

Сліпак (*Spalax microphthalmus*): так само вид відповідає усім семи критеріям. Один з ключових видів-землеріїв, завдяки діяльності якого підтримується певний рівень структури зоогенних ґрунтів.

До переліку ключових («ТОР-10») індикаторів високо цінних для збереження степових екосистем з числа представників вищих наземних хребетних (Amniota) можуть бути віднесені наступні види (наводяться за абеткою на рівні таксонів родового рангу):

ссавці (Mammalia):

байбак (*Marmota*), сліпак (*Spalax*), ховрах (*Spermophilus*);

птахи (Aves):

орел (*Aquila*), сокіл (*Falco*), дрохва (*Otis*), кам'янка (*Oenanthe*);

плазуни (Reptilia):

ящурка (*Eremias*), полоз (*Elaphe*), гадюка (*Vipera*).

Дані щодо таких видів є загальнодоступними, самі види (або роди) — такими, що легко ідентифікуються в теренових умовах, їхні чисельність є достатньою, щоби їх зареєструвати на найбільш цінних для збереження територіях (а так само, щоби говорити про відчутну роль цих видів у функціонуванні залишків природних екосистем). Отже, наступним кроком має стати уточнення і розширення за рахунок інших систематичних груп списку видів-індикаторів і відпрацювання критеріїв оцінки їхньої присутності на обраних для моніторингу ділянках.

Перспективи

Степові екосистеми є одними з найбільш вразливих і найбільш освоєних (видозмінених) людиною, і наші наступні природоохоронні кроки мають бути спрямовані саме на розвиток степового сегменту екомережі. При цьому варто завжди пам'ятати, що принаймні третина наявних видів-індикаторів і угруповань, до складу яких вони входять, тісно пов'язана з притаманними для східних (у мірили України) степів байрачних лісів. Підтримання просторової структури їхніх популяцій, реалізація повних життєвих циклів та харчодобувної стратегії, сезонні міграції, зимівельні сховища тощо у багатьох представників степового фауністичного ядра тісно пов'язані з байрачними лісами, і значна частина території степової зони за лісогосподарським районуванням відноситься до області «північних (байрачних) лісів» (Генсірук, 2002).

У той же час інтенсивний розвиток соснових плантацій на плакорних степових ділянках, який має місце в наш час, є невиправданим засобом відновлення частки лісовкритих площ. Тенденція до обговорення теми розвитку степового сегменту екомережі шляхом планування природних ядер лише уздовж системи колишніх і збережених до сьогодні байрачних лісів є невірною.

З огляду на непридатність більшості таких ділянок для господарської діяльності їх найпростіше вилучати у фонд екомережі, проте важливо пам'ятати про те, що степ — це не лише тип угруповання, але й ландшафт, який має простягатися на десятки кілометрів уздовж і по вершинах основних вододілів, звісно, захоплюючи і байрачно-балкові системи. Власне, на таких повномасштабних ділянках і можливе збереження стабільних популяцій степових видів рослин і тварин (Парнікоза, 2008).

Усвідомлення цього є важливим компонентом стратегії розвитку заповідної справи, інакше всі інші наші рухи у напрямку збереження природи будуть корисні тільки для задоволення поточних економічних проблем природоохоронних установ і самих природоохоронців, аж ніяк не раритетної частини біоти, яка наразі залишена напризволяще.

Література

- Второв П. П., Второва В. Н. Эталоны природы (Проблемы выбора и охраны). — Москва: Мысль, 1983. — 207 с.
- Генсірук С. А. Ліси України. — Львів, 2002. — 496 с.
- Загороднюк І. Концепція «гарячих територій» і збереження біорозмаїття // Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь / За ред. Т. Гардашук. — Київ: Стилос, 1997. — С. 59–68.
- Загороднюк І. В. Степове фауністичне ядро Східної Європи: його структура та перспективи збереження // Доповіді НАН України. — 1999. — № 5. — С. 203–210.
- Загороднюк І. Раритетна фауна та ознаки раритетності // Раритетна теріофауна та її охорона. — Луганськ, 2008. — С. 7–20. — (Праці Теріологічної школи, випуск 9).
- Загороднюк І., Киселюк О., Поліщук І., Зеніна І. Бальні оцінки чисельності популяцій та мінімальна схема обліку ссавців // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2002. — № 30. — С. 8–17.
- Лебедева Н. В., Криволуцкий Д. А. Биологическое разнообразие и методы его оценки // География и мониторинг биоразнообразия. — Москва: Изд-во НУМЦ, 2002. — С. 8–75.
- Наглов В., Загороднюк І. Статистический анализ приуроченности видов и структуры сообществ // Теріофауна сходу України. — Луганськ, 2006. — С. 291–300. — (Праці Теріологічної Школи. Випуск 7).
- Парнікоза І. Збереження українського степу: що можна зробити вже сьогодні? // Раритетна теріофауна та її охорона / За ред. І. В. Загороднюка. — Луганськ, 2008. — С. 53–62. — (Праці Теріологічної Школи. Випуск 9).
- Песенко Ю. Н. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — Москва: Наука, 1982. — 287 с.
- Стойко С. М. Критерії оцінки раритетності (рідкісності) видів. Фітосозологічні критерії // Раритетний фітогенофонд західних регіонів України. — Львів: Ліра-Прес, 2004. — С. 57–65.
- Vaquero R. A., Tellería J. L. Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach // Biodiversity and Conservation. — 2001. — Vol. 10, N 1. — P. 29–44.
- Fleishman E., Murphy D. D., Brussard P. F. A new method for selection of umbrella species for conservation planning // Ecological Applications. — 2000. — Vol. 10. — P. 569–579.
- Kerr J. T. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation // Conservation Biology. — 1997. — Vol. 11, N 5. — P. 1094–1100.
- Niemi G. J., Hanowski J. M., Lima A. R. et al. A critical analysis of the use of indicator species in management // Journal of Wildlife management. — 1997. — Vol. 61. — P. 1240–1251.
- Prendergast J. R., Quinn R. M., Lawton J. H. et al. Rare species, the coincidence of diversity hot-spots and conservation strategies // Nature. — 1993. — Vol. 365. — P. 335–337.
- Sutherland W. J. Setting conservation priorities // Sutherland W. J. The conservation handbook: research, management and policy. — Oxford: Blackwell Science Ltd., 2000. — P. 21–35.
- Swarts E. A., Pushkaryov S. V., Krever V. G., Ostrovsky M. A. Geography of mammal diversity and searching for ways to predict global changes in biodiversity // Journal of Biogeography. — 1995. — Vol. 22. — P. 907–914.