

The integral assessment of the rare plant populations

G. Klymenko¹, I. Kovalenko¹, Yu. Lykholat², N. Khromykh², O. Didur², A. Alekseeva²

¹Sumy National Agrarian University, Sumy, Ukraine

²Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, Ukraine

*E-mail: annaklimenko2014@gmail.com

Submitted: 16.11.2016. Accepted: 10.05.2017

The decline in the global biodiversity and the increase in the number of threatened plant species are the extremely unfavorable trends over the past decades. These phenomena determined the need for the thorough and detailed study of the plant population resistance mechanisms, and the development of the methods to predict the risks of their extinction. In the recent years, simultaneous assessment of the ontogenetic and the vital structure of the populations has become the most recognized method of studying populations. This approach has provided a significant increase in the reliability assessment of the population status and led to improved predictions of their dynamics. However, there are a limited number of the papers containing the complex demographic analysis, including the field size of the population, the number of individuals in the population, the population density, as well as genetic, ontogenetic, and vital structure of the populations with their dynamics. The purpose of this work was to determine the current state and to predict the possible trends in the status of seven rare plant species' populations located on the territory of the National Nature Park "Desnyansko-Starogutsky" (Sumy province, Ukraine). Rare plants *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, *Lilium martagon* L., *Listera ovata* (L.) R. Br., *Platanthera chlorantha* (Cust.) Rchb., and *Pulsatilla patens* (L.) Mill. are the species listed in the Red Book of Ukraine. Plant species *Circaea alpina* L. and *Pyrola chlorantha* Sw. are designated as the rare species on the territory of Sumy region. Integral estimation of the population status has based on the determination of such parameters as population size, population density, the ontogenetic index, and the index of the population vitality. Correlation analysis revealed a high level of correlation ($r = 0.99$) not between everyone, but between some of the population parameters only. In our study, the indices that characterize the ontogenetic structure of the populations were the most frequently correlated: renewal index, generative index, as well as indexes of the population age (Δ) and the effectiveness of the population (ω). The regression analysis revealed that the long-term monitoring of the rare plant populations will be an integral character in the case of accounting for such factors as the population size and density dynamics over the years, changes in the population vitality (Q), and the annual changes of the magnitude of ω , which integrates the ontogenetic structure of the populations. It has been established that the populations of *L. martagon* from the phytocenoses of *Pinetum coryloso-maianthemosum* and *Fraxinetum coryloso-convallariosum* were stable enough together with the progressive development trend. The populations of the rare species *C. alpina*, *L. martagon* (habitat between *Betuleta corylosa* and *Pineta corylosa-convallariosum*), and *P. patens* were estimated as the sustainable. A clear tendency toward a decrease in the individuals' number was found in rare species represented by only one population (*L. ovata*, *P. chlorantha*, and *Pl. chlorantha*), as well as in one of the several populations of the species *C. alpina* and *E. helleborine*. It was confirmed, that the dynamics of the rare plant populations is influenced not only by the internal population processes. The external ecological and coenotic factors, including the ones of a catastrophic nature, which are associated with the succession processes, as well as the level of wildlife conservation in the natural areas of Ukraine can be of decisive importance.

Key words: rare plant species, population status, integrated assessment, regression analysis, state forecast.

Інтегральна оцінка стану популяцій рідкісних видів рослин

*Г. Клименко¹, І. Коваленко¹, Ю. Лихолат², Н. Хромих², О. Дідур², А. Алексєєва²

¹Сумський національний аграрний університет, м. Суми, Україна

²Дніпровський національний університет ім. Олесь Гончара, м. Дніпро, Україна

*E-mail: annaklimenko2014@gmail.com

З використанням регресійного аналізу проведено інтегральну оцінку стану популяцій рідкісних видів рослин. Об'єктом дослідження слугували популяції семи рідкісних видів рослин на території Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський»: *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, *Lilium martagon* L., *Listera ovata* (L.) R.Br., *Platanthera chlorantha* (Cust.) Rchb., *Pulsatilla patens* (L.) Mill., *Circaea alpina* L. та *Pyrola chlorantha* Sw. Виявлено показники, які дають розгорнуту характеристику популяцій рідкісних видів: популяційна щільність, індекс відновлюваності, індекс генеративності, віталітет популяції. Встановлено, що найвищий ступінь кореляції існує між індексами, які відображують онтогенетичну структуру популяції (індекс відновлюваності, індекс генеративності). Найменший рівень статистично достовірної кореляції з іншими популяційними параметрами встановлено для показників чисельності особин в популяції, щільності популяції, та коефіцієнту віталітету популяції, що вказує на їх автономність. Для довгострокового моніторингу популяцій рідкісних видів рослин рекомендовано враховувати щорічну динаміку чисельності й щільності популяцій, величини індексу ефективності популяції як інтегруючого показника онтогенетичної структури популяцій, а також зміни величини віталітету популяції.

Ключові слова: рідкісні види рослин, стан популяцій, інтегральна оцінка, регресійний аналіз, прогноз стану популяцій.

Вступ

Зменшення біорізноманіття нашої планети у цілому та фіторізноманіття зокрема є важливою науковою проблемою сьогодення (Brigham, Schwartz, 2003; Potter, Woodall, 2012). Найголовнішим чинником, який асоціюється з утратою видів, вважають руйнування і деградацію довкілля (Wilcove et al., 2000; Mack et al., 2001), у тому числі й унаслідок впливу поллютантів (Aleksyeyeva et al., 2016). Значну загрозу також створює поширення адвентивних видів, яке фахівці (Mack et al., 2000; Lykholat et al., 2017) визначають як рушійну силу у процесах деградації середовища, оскільки чужорідні інвазійні види рослин здатні витіснити автохтонні види. На додаток до наведених загроз, упродовж останніх десятиліть сформувалось чітке уявлення, що спрямованість кліматичних змін у бік посилення посушливості й зростання температури є фактором ризику для рослинності (Bell et al., 2014), особливо в аридних зонах (Talbi et al., 2015; Lykholat et al., 2016). Прогнозується, що зміни клімату можуть перевищити можливості адаптації рослин (Williams, Dumroese, 2014), внаслідок чого, наприклад, природні лісові деревні види у Західній і Центральній Європі можуть бути замінені південними посухостійкими видами (Bussotti et al., 2015). Довгострокові дослідження деревних рослин у східній частині США показали (Zhu et al., 2012; 2014), що більше половини цих видів мають тенденцію до скорочення меж поширення за умов зміни температури і кількості опадів протягом останніх 20 років. Установлено, що елімінація рідкісних видів зі складу фітоценозу створює загрозу загибелі цілого угруповання (Mouillot et al., 2013).

Процеси зниження глобального біорізноманіття і зростання кількості видів, яким загрожує вимирання, визначили необхідність поглибленого вивчення механізмів стійкості популяцій і розробки методів прогнозування ризиків їх зникнення (Elder et al., 2003; Hermy et al., 2007; Jeltsch et al., 2008). Запропоновані демографічні моделі, за допомогою яких зроблено прогноз чисельності популяцій рідкісних видів рослин за умов зміни абіотичних факторів (Bradley, 2010; Diez et al., 2014). На сьогодні загальноприйнятим є уявлення, що ефективність заходів стосовно збереження та відновлення популяцій необхідно визначати з урахуванням екологічних потреб кожного конкретного виду (Hodgson et al., 2011), оскільки вивчення конкуренції між рідкісними і звичайними видами показало, що будь-який вид може стати рідкісним (Matias et al., 2012).

В Україні оцінка статусу, життєздатності, стійкості і трендів трансформації популяцій рослин тривалий період базувалась на методі аналізу онтогенетичного складу популяцій (Rabotnov, 1950). Згідно цього підходу параметри, необхідні для визначення статусу досліджуваної популяції, жодним чином не були пов'язані із популяційною динамікою, тому в результаті визначали лише форму існування популяції в угрупованні. Вважали, що залежно від життєвої форми рослин та тривалості перебування особин в тому чи іншому онтогенетичному стані, популяції можуть існувати як інвазійні, нормальні або регресивні протягом багатьох десятиліть. На відміну від попереднього методу, концепція оцінки віталітетної структури популяцій (Zlobin, 2009) базується на врахуванні співвідношення особин різного життєвого стану у досліджуваній популяції. Такий підхід дозволяє визначати життєздатність популяцій не за їхнім станом на момент спостереження, а за характером змінюваності основних популяційних параметрів на основі коротко- і довготривалих обліків.

Використовуючи різноманітні математичні моделі, дослідники намагалися встановити певну граничну чисельність особин, яка би з високою імовірністю дозволяла популяції проіснувати понад 100 років. Оцінка мінімальної життєздатності популяції базувалась виключно на чисельності особин в ній (Shaffer, 2002; Rai, 2003). Застосування спрощених генетичних моделей привело до уявлення про існування загальної граничної чисельності для виживання популяцій у межах 50 – 500 особин, яка розглядається як «ефективний розмір» популяції (Klimenko, Zlobin, 2014). Однак подальше накопичення фактичних даних показало, що окремі популяції протягом дуже тривалого часу можуть існувати за умов низької чисельності і малої популяційної щільності (García, 2003, 2008). Отже, для прогнозування стійкості популяції є недостатнім урахування тільки одного параметра – чисельності особин у ній. Більше того, неможливо гарантувати безпечність існування популяції, навіть якщо її чисельність досягла певного необхідного рівня (Meffe et al., 2002).

Явна неспроможність оцінок стійкості популяцій рідкісних видів рослин стимулювала переростання методології мінімально життєздатної популяції в методологію аналізу життєздатності популяцій. В останні роки набули актуальності дослідження, які включають одночасне оцінювання як онтогенетичного, так і віталітетного складу популяцій, що суттєво

підвищило достовірність оцінки стану популяцій і прогнозу їх динаміки. Мета нашої роботи полягала у визначенні стану і можливих трендів зміни популяцій рідкісних видів рослин на основі повного популяційного аналізу з оцінкою розміру популяційного поля, чисельності особин в популяції, популяційної щільності, онтогенетичної і віталітетної структури популяцій в їх динаміці.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження були сім рідкісних видів рослин, які знаходяться у Національному природному парку «Деснянсько-Старогутський» (далі – природному парку) на території Сумської області України (рис. 1). Види *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, *Lilium martagon* L., *Listera ovata* (L.) R. Br., *Platanthera chlorantha* (Cust.) Rchb., *Pulsatilla patens* (L.) Mill. занесені до Червоної книги України (Didukh, 2009). Види *Circaea alpina* L. і *Pyrola chlorantha* Sw. мають статус рідкісних на території Сумської області (Andriyenko, Perehrym, 2012). Підбір видів рідкісних рослин для дослідження їх популяцій здійснювали за наступними критеріями: а) рідкість трапляння й необхідність охорони як на території природного парку, так і на Північному Сході України в цілому; б) ступінь вивченості даного виду, зокрема фітопопуляційними методами; в) різноманітність життєвих форм, способів репродукції та стратегій виживання виду. Дослідження проведено в 2009–2016 роках.



Рис. 1 Розташування Деснянсько-Старогутського національного природного парку на території Середино-Будського адміністративного району Сумської області

Цирцея альпійська (*Circaea alpina* L.), родина *Onagraceae*. Багаторічна трав'яниста рослина заввишки 5 – 30 см, зазвичай приурочена до свіжих хвойних лісів, іноді з домішкою вільхи. Вид має циркумбореальний ареал і характеризується як геофіт і мегатроф; цвіте в червні–серпні. Даний вид визначено як рідкісний на території Сумської області (Andriyenko, Perehrym, 2012). Відомі два місцезнаходження цього виду в Старогутському лісовому масиві. Обрані для вивчення локалітети невеликі за розміром (від 1 до 10 м²) і чисельністю рослин у популяціях (до 1500 особин).

Лілія лісова (*Lilium martagon* L.), родина *Liliaceae*. Багаторічна цибулинна трав'яниста рослина, заввишки 60 – 120 см. Зустрічається найчастіше у соснових та сосново-широколистяних лісах. Вид має євросибірський тип ареалу, є геофітом, мезофітом, мезотрофом. Цвітуть рослини цього виду в червні–липні. Занесений до Червоної книги України (Didukh, 2009) як неоцінений вид; на території природного парку відомо декілька місцезнаходжень даного виду.

Коручка морозниковидна (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz), родина *Orchidaceae*. Це багаторічна трав'яниста рослина висотою 20 – 80 см, яка зростає у хвойних та широколистяних лісах. Вид має європейський тип ареалу, характеризується як мезофіт і мезотроф; цвіте в липні–серпні. Зустрічається спорадично по всьому Старогутському лісовому масиву і зрідка у Придеснянській ділянці парку. Занесений до Червоної книги України (Didukh, 2009) до категорії неоцінених видів. На території Новгород-Сіверського Полісся є досить поширеним видом та охороняється у багатьох заказниках (ландшафтний заказник загальнодержавного значення «Урочище Нечимне», гідрологічна пам'ятка природи «Озеро Добре», ботанічний заказник загальнодержавного значення «Сумський»).

Зозулині сльози яйцевидні (*Listera ovata* (L.) R. Br.), родина *Orchidaceae*. Багаторічна трав'яниста рослина, яка сягає 20 – 50 см заввишки, і зростає у хвойних лісах та на узліссях. Для виду характерний євразійський тип ареалу, вид є гігомезофітом, мезотрофом; цвіте в травні–червні. Цей вид рослин занесений до Червоної книги України (Didukh, 2009) як неоцінений. На досліджуваній території представлений лише однією популяцією.

Любка зеленоквітка (*Platanthera chlorantha* (Cust.) Rchb.), родина *Orchidaceae*. Багаторічна трав'яниста рослина, яка найчастіше зростає у соснових та дубових лісах і сягає заввишки 15 – 40 см. Вид має європейський тип ареалу, є геофітом, мезофітом, мезотрофом; має жовтувато-білі квітки, без запаху. Занесений до Червоної книги України (Didukh, 2009) та регіонального Червоного списку (Andriyenko, Perehrym, 2012) як неоцінений вид. На території проведення досліджень відомі знахідки у Старогутській ділянці парку, де рослини цього виду зустрічаються спорадично.

Сон широколистий (*Pulsatilla patens* (L.) Mill.), родина *Ranunculaceae*. Трав'яниста багаторічна рослина, яка виростає заввишки 7 – 35 см і зустрічається переважно у сухих соснових лісах. Вид має євросибірський тип ареалу, характеризується як гемікриптофіт, оліготроф. Цвітуть рослини в квітні–травні. Вид занесений до Червоної книги України

(Didukh, 2009) зі статусом неоцінений. На території природного парку «Деснянсько-Старогутський» цей вид поширений у Старогутському лісовому масиві у вигляді лінійних узлісних популяцій.

Грушанка зеленоцвіта (*Pyrola chlorantha* Sw.), родина *Pyrolaceae*. Багаторічна трав'яниста рослина, яка любить сухі соснові ліси і виростає заввишки 8 – 25 см. Для виду визначений циркумбореальний тип ареалу. Цей вид характеризується як гемікриптофіт, ксеромезофіт, оліготроф; цвіте в червні–липні. На території Сумської області вид визначений як рідкісний та занесений до регіонального Червоного списку (Andriyenko, Perehrym, 2012).

Встановлення онтогенетичної структури популяцій рідкісних рослин проводили з урахуванням результатів дискретного опису їх онтогенезу за (Rabotnov, 1951). Типи онтогенетичної структури популяцій визначали, вираховуючи індекс віковості популяції (Δ) за (Uranov, 1975) та індекс ефективності популяції (ω) за (Zhivotovskiy, 2001) з використанням комп'ютерної програми ANONS.

Для інтегральної оцінки популяцій визначали онтогенетичні індекси, які є ефективним способом порівняння популяцій рослин різних видів або різних популяцій одного виду. Вирахування онтогенетичних індексів здійснювали шляхом визначення співвідношення між різними онтогенетичними когортами за (Uranov, 1975; Zhivotovskiy, 2001). Популяції характеризували на основі співвідношення двох індексів: віковості популяції (Δ) та ефективності популяції (ω). У відповідності до значень співвідношення Δ/ω популяції рідкісних видів рослин відносили до різних типів: молоді, дозріваючі, перехідні, старіючі, старі. Крім того, були визначені онтогенетичні індекси за (Kovalenko, 2015), які дозволяють оцінювати частку кожної онтогенетичної групи у загальній чисельності популяції. На основі цього підходу вираховували наступні індекси: індекс відновлюваності ($I_{\text{віднов.}}$), індекс старіння ($I_{\text{стар.}}$), індекс генеративності ($I_{\text{генер.}}$), індекс віковості за (Kovalenko, 2015), позначений як $I_{\text{вік.}}$. Індекс генеративності розцінювали як біологічно найбільш важливий, оскільки він визначає можливості самопідтримання популяцій рідкісних видів рослин.

Результати та обговорення

C. alpina виявлена в природному парку у двох місцезростаннях (рис. 1). Перше знаходиться в Старогутському лісовому масиві парку в фітоценозі *Pinetum coryloso-caricoso-hylocomiosum*; популяція представляє собою кілька фрагментів площею кожний 1–3 м², які згруповані навколо найбільшого фрагменту з площею 41 м². Друге місцезростання цирцеї альпійської виявлено в урочищі «Очкинська дача» в фітоценозі *Quercetum coryloso-dryopteriosum* на західному схилі борової тераси близько в Придеснянській частині парку. Дана популяція є лінійною і тягнеться вздовж схилу близько 100–150 м, приурочена до нижньої частини схилу.

L. martagon. На території природного парку виявили й дослідили п'ять популяцій цього виду (рис. 1). Перша популяція займає екотон між *Betuleta corylosa* та *Pineta corylosa-convallariosum*. Друга популяція розміщена вздовж лісової дороги в фітоценозі *Pinetum coryloso-convallariosum*. Третя популяція зростає в фітоценозі *Pinetum coryloso-sparsiherbosum*. Четверта популяція знаходиться в фітоценозі *Pinetum coryloso-maianthemosum*. П'ята популяція лілії лісової розташована у Придеснянській частині парку в урочищі «Уборок» в фітоценозі *Fraxinetum coryloso-convallariosum*.

E. helleborine. Для детального дослідження обрані дві популяції цієї рідкісної рослини на території природного парку (рис. 1). Перша популяція знаходиться в фітоценозі *Querceto-Pinetum coryloso (avellanae)-caricosum (ericetorum)*. Під час досліджень шляхом реєстрації маркованих особин у цій популяції відмічали масове усихання рослин, особливо тих, що знаходились в генеративному онтогенетичному стані. Засихати рослини коручки морозниковидної починали вже у середині літа. Протягом трирічних спостережень встановлено, що лише близько 10% промаркованих рослин з'являлись щорічно. Для них був характерний, в основному, перехід від віргінільного стану до генеративного, або від генеративних рослин до неквітучого стану. Друга популяція *E. helleborine* розташована в фітоценозі *Betuleto-Pinetum coryloso (avellanae)-stellariosum (holostea)*.

L. ovata. На досліджуваній території природного парку встановлено лише одне місцезнаходження рослин рідкісного виду зозулині сльози (рис. 1), розташоване в фітоценозі *Betuleto-Pinetum coryloso (avellanae)-stellariosum (holostea)*.

Pl. chlorantha. Рослини цього виду спорадично зустрічаються по всьому Старогутському лісовому масиву (рис. 1). Для дослідження обрано локалітет любки зеленоквіткової, який знаходиться в фітоценозі *Querceto-Pinetum coryloso (avellanae)-caricosum (ericetorum)*.

P. patens. На території природного парку (рис. 1) досліджували п'ять популяцій виду. Перша розташована в фітоценозі *Querceto-Pinetum coryloso-luzulosum*. Друга популяція цього виду зростала у фітоценозі *Querceto-Pinetum franguloso-festucosum*. Третя популяція розташована в Старогутському лісовому масиві, вздовж просіки в фітоценозі *Pinetum callunoso-hylocomiosum*. Четверта популяція знаходиться у Придеснянській частині парку в фітоценозі *Pinetum callunoso-hylocomiosum*. Рельєф на даній місцевості гривастий; до однієї із грив приурочена популяція *P. patens*. П'ята популяція також знаходиться в Придеснянській частині парку в фітоценозі *Pinetum callunoso-hylocomiosum*. Умови зростання даної популяції рослин сну широколистоного значно відрізняються від усіх попередніх, адже вона знаходиться на нещодавній вирубці, яка тепер заростає лісом.

P. chlorantha. На території природного парку виявлено одне місцезнаходження регіонально-рідкісного виду грушанка зеленоцвіта, популяція рослин якого знаходиться в Старогутському лісовому масиві (рис. 1), в фітоценозі *Querceto-Pinetum franguloso (alnus)-vaccinosum (myrtillus)*.

Стійкість популяцій рідкісних видів рослин і тренди їх розвитку визначаються не тільки чисельністю особин (N), але й низкою інших важливих популяційних параметрів (Elder et al., 2003; Lenoir et al., 2009; Hampe, 2011). До таких належать популяційна щільність (PD), індекс відновлюваності (IR), індекс генеративності (IG), віталітет популяції (Q), індекс віковості популяції (Δ), індекс ефективності популяції (ω). Сукупність наведених показників дає інтегральну оцінку стану популяції. Онтогенетичні індекси, розраховані для популяцій *C. alpina*, показали, що обидві популяції молоді, і процес відновлюваності дорівнює 30–55% (табл. 1). Індекс генеративності більш високий для першої популяції. Індекс віковості

популяції (Δ) й індекс ефективності у двох досліджених популяціях близькі за значеннями. Однак за співвідношенням Δ/ω перша популяція цирцеї альпійської знаходилася на межі між молодими і дозріваючими, тоді як друга виявилась дозріваючою, що явно тяжіє до зрілих. Типи популяцій *C. alpina* визначені як нормальні.

Таблиця 1 Онтогенетичні індекси популяцій рідкісних видів рослин Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський»

Вид рослин і номер популяції	Онтогенетичні індекси				
	$I_{\text{віднов.}}$	$I_{\text{стар.}}$	$I_{\text{генер.}}$	$I_{\text{вік.}}$	Δ/ω
<i>C. alpina</i> (1)	32,2	0	67,9	0	0,36/0,76
<i>C. alpina</i> (2)	57,1	0	42,9	0	0,26/0,60
<i>E. helleborine</i> (1)	70,6	0	29,4	0	0,21/0,50
<i>E. helleborine</i> (2)	83,9	0	16,1	0	0,16/0,43
<i>L. martagon</i> (1)	100,0	0	0	0	0,03/0,11
<i>L. martagon</i> (2)	100,0	0	0	0	0,03/0,12
<i>L. martagon</i> (3)	100,0	0	0	0	0,02/0,08
<i>L. martagon</i> (4)	81,1	0	18,9	0	0,15/0,38
<i>L. martagon</i> (5)	77,8	0,6	21,6	0,01	0,17/0,41
<i>L. ovata</i>	68,0	0	32,0	0	0,24/0,59
<i>Pl. chlorantha</i>	87,8	1,9	10,4	0,02	0,11/0,26
<i>P. patens</i> (1)	49,4	12,9	46,5	0,3	0,32/0,63
<i>P. patens</i> (2)	46,2	12,8	48,7	0,3	0,32/0,65
<i>P. patens</i> (3)	19,2	20,1	70,3	1,0	0,45/0,74
<i>P. patens</i> (4)	67,6	10,9	21,9	0,2	0,26/0,51
<i>P. patens</i> (5)	40,6	50,0	11,6	1,2	0,53/0,47
<i>P. chlorantha</i>	94,2	1,0	4,8	0,1	0,11/0,34

Примітка:

- $I_{\text{віднов.}}$ – індекс відновлюваності, $I_{\text{стар.}}$ – індекс старіння, $I_{\text{генер.}}$ – індекс генеративності, $I_{\text{вік.}}$ – індекс віковості (за Коваленком), Δ – індекс віковості популяції (за Урановим), ω – індекс ефективності популяції.
- Індекс дорівнює нулю, якщо в популяції відсутні особини певного онтогенетичного стану.

За онтогенетичними індексами популяцій *L. martagon* (табл. 1), активне відновлення відбувалось в лісових популяціях виду. Про це свідчать індекси старіння, генеративності та віковості, які у лісових популяціях дорівнювали нулю. Найстаршою виявилась п'ята популяція, у якої індекс віковості ($I_{\text{вік.}}$) становив 0,01. Невисокі значення співвідношення Δ/ω мало відрізнялись у першій, другій і третій популяції, проте були дещо вищими у четвертій і п'ятій популяції. Відповідно до значень індексу віковості популяцій (Δ), найстаршою можна вважати узлісну п'яту популяцію лілії лісової. Виходячи зі значень розрахованих індексів та описаних вище способів класифікацій, популяції *L. martagon* відносили до різних онтогенетичних типів. У відповідності до співвідношення Δ/ω всі популяції представлені як молоді, але узлісна популяція (п'ята) і лісова популяція (четверта) тяжіють до перехідних та зрілих. Слід вказати, що всі досліджені популяції лілії лісової виявились інвазійними.

Для популяцій *E. helleborine* встановлено, що рівень генеративності вище у першій популяції, а індекс відновлюваності – у другій (табл. 1). З цього витікає, що фітоценотичні умови, в яких зростає перша популяція коручки морозниковидної, сприятливі для генеративної когорти, але при цьому спостерігається низький рівень виживання молодих особин. Умови зростання другої популяції, навпаки, сприятливі для молодих рослин, при невисокому відсотку генеративних особин. Значення індексів віковості популяцій (Δ) свідчать про те, що перша популяція старша за другу популяцію. Різні значення індексу віковості популяцій *E. helleborine* також можуть пояснювати збільшення частки генеративних рослин і зменшення частки ювенільних особин у першій популяції й протилежну закономірність у другій популяції. Для обох популяцій коручки встановлено інвазійний характер, з переважанням частки віргінільних особин. У відповідності до співвідношення Δ/ω , обидві досліджувані популяції *E. helleborine* є молодими, однак друга популяція тяжіє до дозріваючих.

Для популяції рідкісного виду *L. ovata* встановлено збільшення частки віргінільних рослин (табл. 1), відповідно до чого індекс відновлюваності був не більшим за 79%. Генеративність популяції *L. ovata* визначена на рівні не нижче 30%. Значення індексу віковості популяції (Δ) було в межах від 0,18 до 0,25, що обумовлено зменшенням частки генеративних і збільшенням частки вегетативних рослин. Популяція рослин зозуліні сльози виявилась молодою та інвазійною. Отже, на території природного парку популяція *L. ovata* є молодою, з переважанням віргінільних особин.

У досліджуваній популяції рідкісного виду *Pl. chlorantha* спостерігали активний прояв процесу відновлення. Відповідно, при цьому індекс генеративності популяції любки зеленоквіткової не перевищував 15% (табл. 1). На основі вирахованих онтогенетичних індексів визначено, що популяція *Pl. chlorantha* на сьогодні є молодою та інвазійною.

Онтогенетичні індекси п'яти досліджених популяцій виду *P. patens* мали помітні розбіжності (табл. 1). Індекс генеративності є найвищим для третьої популяції, а найменшим – для п'ятої. Відповідно до індексу віковості ($I_{\text{вік.}}$), старшими виявились третя й п'ята популяції виду сон широколистий. Сприятливі умови для відновлення і зростання молодих особин *P. patens* відмічено в четвертій популяції. Перша, друга і третя популяції *P. patens* визначені як нормальні, четверта – як інвазійна, а п'ята популяція – як регресивна. Співвідношення Δ/ω дало можливість скорегувати

дану класифікацію, через що явно молодішу виявилась четверта популяція. Перехідні популяції виду сон широколистий визначені наступним чином: п'ята популяція як перехідна, що тяжіє до старих; перша і друга популяції визначені як дозріваючі; третю популяцію характеризували як зрілу.

У дослідженій популяції виду *P. chlorantha* виявлено високий індекс відновлюваності (табл. 1). На території парку спостерігали вегетативне розростання рослин цього рідкісного виду. Індекс генеративності популяції грушанки зеленоцвітої не перевищував 5,5%. Значення індексу віковості популяції (Δ) і співвідношення Δ/ω свідчать про те, що на сьогодні досліджувана популяція *P. chlorantha* є молодішою та інвазійною.

Таблиця 2 Кореляційна матриця основних популяційних характеристик рідкісних видів рослин Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський»

Показник	N	PD	IR	IG	Q	Δ
<i>Circaea alpina</i>						
PD	0,28					
IR	-0,13	0,72				
IG	0,14	-0,72	-1,00			
Q	-0,41	0,76	0,76	-0,76		
Δ	0,15	-0,70	-1,00	1,00	-0,75	
ω	0,13	-0,66	-0,99	0,99	-0,69	1,00
<i>Epipactis helleborene</i>						
PD	1,00					
IR	-0,99	-0,99				
IG	0,99	0,99	-1,00			
Q	-0,94	-0,94	0,98	-0,98		
Δ	0,97	0,97	-1,00	1,00	-0,99	
ω	0,95	0,95	-0,99	0,99	-1,00	1,00
<i>Lilium martagon</i>						
PD	0,18					
IR	-0,22	-0,40				
IG	0,20	0,42	-0,79			
Q	0,27	-0,68	-0,06	0,17		
Δ	0,27	0,50	-0,97	0,84	0,02	
ω	0,26	0,57	-0,90	0,82	-0,06	0,98
<i>Listera ovata</i>						
PD	0,90					
IR	-0,07	-0,49				
IG	0,07	0,49	-1,00			
Q	-0,37	-0,74	0,95	-0,95		
Δ	0,08	0,50	-1,00	1,00	-0,95	
ω	0,20	0,60	-0,99	0,99	-0,98	0,99
<i>Platanthera chlorantha</i>						
PD	0,99					
IR	-0,93	-0,97				
IG	0,99	0,96	-0,87			
Q	0,98	0,94	-0,84	1,00		
Δ	0,61	0,71	-0,85	0,47	0,43	
ω	0,75	0,83	-0,93	0,63	0,59	0,98
<i>Pulsatilla patens</i>						
PD	-0,69					
IR	-0,12	-0,03				
IG	0,15	0,35	-0,80			
Q	0,07	-0,05	-0,18	0,17		
Δ	-0,03	-0,29	-0,60	0,08	0,29	
ω	0,14	0,32	-0,76	0,97	0,20	-0,01
<i>Pyrola chlorantha</i>						
PD	0,97					
IR	-0,93	-0,81				
IG	1,00	0,98	-0,92			
Q	-1,00	-0,97	0,92	-1,00		
Δ	-1,00	-0,96	0,94	-1,00	1,00	
ω	-0,97	-0,89	0,99	-0,97	0,97	0,98

Примітка: Популяційні характеристики: N – чисельність особин в популяції, PD – популяційна щільність, IR – індекс відновлюваності, IG – індекс генеративності, Q – віталітет популяції, Δ – індекс віковості популяції (за Урановим), ω – індекс ефективності популяції.

За результатами дослідження встановлено групу популяцій рідкісних видів рослин, у яких відбувалось зниження чисельності особин. До такої групи належать: перші популяції видів *C. alpine* та *E. helleborine*, а також популяції видів *L. ovata*, *P. chlorantha* і *Pl. chlorantha*, які у природному парку виявлені в одиничному екземплярі. Вважаємо, що саме подібні популяційні характеристики є підставою для першочергового здійснення заходів щодо охорони й відновлення рідкісних видів, що узгоджується із загальновідомими підходами (Hansen et al., 2014).

Кореляційний аналіз наведених вище семи основних показників досліджуваних популяцій рідкісних видів рослин виявив низькі коефіцієнти кореляції між ними, що свідчить про слабкий лінійний зв'язок між цими показниками. У той самий час між окремими показниками знайдена статистично достовірна ($P \leq 0,05$) кореляція (табл. 2). Установлено, по-перше, що високий рівень кореляційного зв'язку ($r = 0,99$) характерний лише для обмеженої кількості популяційних параметрів у всіх досліджених рідкісних видів рослин. По-друге, склад показників, які поєднані високими кореляційними коефіцієнтами, був специфічним для кожного з досліджених видів рослин.

Отримані результати свідчать, що найчастіше спостерігали високий рівень кореляції між індексом відновлюваності й індексом генеративності, а також між індексами віковості популяції (Δ) й ефективності популяції (ω). Така закономірність є не випадковою, оскільки всі чотири вказані індекси характеризують онтогенетичну структуру популяції. Напроти, такі показники, як чисельність особин у популяції, щільність популяції та коефіцієнт віталітету популяції мали найменшу кількість випадків значущої кореляції з іншими популяційними параметрами. Виявлена закономірність вказує на певну автономність цих популяційних параметрів і дозволяє припустити, що вони відбивають такі особливості популяції, про які не несуть інформації інші популяційні параметри.

Наявність як позитивних, так і негативних значущих кореляційних зв'язків між популяційними характеристиками висвітлює еколого-біологічні особливості популяцій. До прикладу, на перший погляд видається парадоксальним, що віталітет досліджуваної популяції рідкісних рослин у багатьох випадках поліпшується, незважаючи на щорічне зниження чисельності популяції. Однак, по суті це природно: під впливом будь-якого стресового фактору у популяції в першу чергу відмирають особини низької життєздатності, тоді як особини високої життєздатності виживають. Внаслідок цих процесів і спостерігається збільшення віталітету популяції.

Результати дослідження дозволяють зробити лише орієнтовні припущення щодо напрямку динаміки популяцій рідкісних видів рослин, пов'язаної з їх специфічними особливостями. Певні складнощі виникають також під час з'ясування, які саме популяційні характеристики найбільш суттєво позначаються на щорічній динаміці чисельності особин у популяції. Для вирішення вказаних проблем застосували техніку множинної регресії як найбільш адекватний прийом. За залежну змінну обрали чисельність особин у популяції, а за незалежні змінні, що впливають на чисельність особин, різні автономні популяційні характеристики. Обчислення проводили окремо для кожної локальної популяції рідкісних рослин. Використовували рівняння множинної регресії, що має вигляд:

$$N = a + b_1 \cdot PD + b_2 \cdot IR + b_3 \cdot IG + b_4 \cdot Q + b_5 \cdot \Delta + b_6 \cdot \omega,$$

де N – кількість особин у популяції, PD – популяційна щільність, IR – індекс відновлюваності, IG – індекс генеративності, Q – коефіцієнт віталітету, Δ – індекс віковості популяції (за Урановим), ω – індекс ефективності популяції.

Застосовували техніку покрокового множинного регресивного аналізу методом включення змінних у модель при довірчому рівні $P < 0,05$ (табл. 3).

Таблиця 3 Множинна регресія параметрів популяцій рідкісних видів рослин Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський»

Вид рослини	Номер популяції	Рівняння регресії
<i>Circaea alpine</i>	1	$N = -12067,6 + 17712,5 \omega$
	2	$N = 1334,7 - 725 \omega$
<i>Epipactis helleborine</i>	1	$N = -4,3 + 110,7 PD - 7,4 \omega$
	1	$N = -15,4 + 111,7 Q - 64,7 \omega$
<i>Lilium martagon</i>	2	$N = 15,0 - 60 \omega$
	3	$N = -220 + 3200 \omega$
	4	$N = 6,5 + 0,02 IG - 6,3 \omega$
	5	$N = 86,7 - 13,9 Q - 72,1 \omega$
	1	$N = 341,6 + 1174 PD + 480 \omega$
<i>Platanthera chlorantha</i>	1	$N = 10,9 + 42,4 Q + 187,5 \omega$
<i>Pulsatilla patens</i>	1	$N = 0,0001 + 30 PD + 0,0001 \omega$
	2	$N = 13,4 + 9,7 \omega$
	3	$N = -124,3 + 487,8 \Delta + 69,4 \omega$
	4	$N = 172,3 - 10,2 \Delta - 152,5 \omega$
	5	$N = 13,5 + 689,7 PD + 28,2 \omega$
<i>Pyrola chlorantha</i>	1	$N = 1496 + 25,1 PD - 3944,5 \omega$

Примітка: N – чисельність особин у популяції, PD – популяційна щільність, IR – індекс відновлюваності, IG – індекс генеративності, Q – віталітет популяції. Δ – індекс віковості популяції (за Урановим), ω – індекс ефективності популяції.

Очевидно, що статистично достовірний вплив на динаміку чисельності популяції (N) в усіх отриманих рівняннях регресії здійснювали тільки п'ять автономних популяційних характеристик: PD, IG, Q, Δ і ω . Інші параметри, задіяні у множинному регресійному аналізі, визнані такими, що не детермінують динаміку чисельності популяції. Слід звернути увагу на те, що параметр ефективності популяції (ω) входить до всіх 16 моделей, параметр PD (популяційна щільність) – до п'яти моделей, параметр Q (віталітет популяції) – до трьох моделей, інші параметри (IG і Δ) увійшли тільки до однієї з моделей. Отже, на основі виявлених закономірностей для довгострокового моніторингу популяцій рідкісних видів рослин можна рекомендувати в першу чергу враховувати такі параметри: динаміку чисельності популяцій (N) по роках, динаміку популяційної щільності (PD) по роках, зміни індексу ефективності (ω) по роках як інтегрального параметру онтогенетичної структури популяцій, а також зміни величини віталітету популяції (Q).

Висновки

Популяційна динаміка рідкісних видів рослин Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський», досліджена з використанням регресійного аналізу, представлена різними трендами і має специфічні видові ознаки. Високий рівень стійкості з тенденцією до прогресивного розвитку виявили лише дві популяції виду *L. martagon*, відповідно із фітоценозів *Pinetum coryloso-maianthemosum* (четверта популяція) та *Fraxinetum coryloso-convallariosum* (п'ята популяція). До групи стійких віднесли декілька популяцій різних видів рідкісних рослин: *C. alpina* (друга популяція), *L. martagon* (перша та друга популяції), *P. patens* (друга популяція). Чітко виражену тенденцію до зниження чисельності особин виявили популяції видів *C. alpina* (перша популяція), *L. ovata*, *P. chlorantha*, *E. helleborine* (перша популяція) та *Pl. chlorantha*. Отже, саме вказані популяції рідкісних видів рослин у першу чергу потребують ретельного моніторингу й охорони на території природного парку. Найбільш особливу увагу слід приділити охороні рідкісних видів *L. ovata* і *P. chlorantha*, які представлені у Національному природному парку одиничними популяціями. Статус інших досліджених популяцій рідкісних видів рослин визнали нестійким флуктуючим. Підтверджено, що на динаміку популяцій рідкісних видів рослин мали вплив не лише внутрішньо-популяційні процеси. Зроблено припущення, що у деяких випадках вирішальне значення могли мати зовнішні еколого-ценотичні чинники (у тому числі й катастрофічного характеру, які пов'язані з процесами сукцесії), а також дотримання належних вимог стосовно природоохоронних територій України.

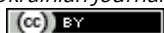
References

- Aleksieieva, A.A., Lykholat, Iu.V., Khromykh, N.O., Kovalenko, I. M., Borodai, Ie.S. (2016). Vplyv polutantny na antyoksydantny zakhyst vydiv rodu *Tilia* na riznykh stadiakh rozvytku. Visnyk`k Dnipropetrovs`kogo universy`tetu. Seriya Biologiya, ekologiya, 24(1), 188–192. DOI: 10.15421/011623 (In Ukrainian).
- Andriyenko, T.L., Perehrym, M.M. (2012). Ofitsiini pereliky rehional'no ridkisnykh roslyn administratyvnykh terytorii Ukrainy dovidkove vydannia). Al'terpres, Kyiv.
- Bell, D.M., Bradford, J.B., Lauenroth, W.K. (2014). Early indicators of change: divergent climate envelopes between tree life stages imply range shifts in the western United States. *Global Ecology and Biogeography*, 23(2), 168–180. DOI: 10.1111/geb.12109
- Bradley, B.A. (2010). Assessing ecosystem threats from global and regional change: hierarchical modeling of risk to sagebrush ecosystems from climate change, land use and invasive species in Nevada, USA. *Ecography*, 33(1), 198–208. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.05684.x
- Brigham, C.A., Schwartz, M.W. (Eds.). (2003). *Population Viability in Plants: Conservation, Management, and Modeling of Rare Plants*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Didukh, Ya.P. (Ed.) (2009). *Chervona knyha Ukrainy. Roslynni svit. [Red data book of Ukraine. Plant kingdom]* Hlobalkonsal'tynh, Kyiv.
- Diez, J. M., Giladi, I., Warren, R., Pulliam, H. R. (2014). Probabilistic and spatially variable niches inferred from demography. *Journal of Ecology*, 102(2), 544–554. DOI: 10.1111/1365-2745.12215
- Elder, B. D., Shahani, P., Doak, D.F. (2003). The problems and potential of count-based population viability analysis. In: *Population Viability in Plants*. Springer-Verlag Berlin, p. 173–202.
- Garcia, M.B. (2003). Demographic Viability of a Relict Population of the Critically Endangered Plant *Barderea chouardii*. *Conservation Biology*, 17(6), 1672–1680. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2003.00030.x
- Garcia, M.B. (2008). Life history and population size variability in a relict plant. Different routs towards long-term persistence. *Diversity and Distribution*, 14(1), 106–113. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00429
- Hampe, A. (2011). Plants on the move: The role of seed dispersal and initial population establishment for climate-driven range expansions. *Acta Oecologica*, 37, 666–673. doi.org/10.1016/j.actao.2011.05.001
- Hansen, A.J., Piekielek, N., Davis, C., Haas, J., Theobald, D.M., Gross, J.E., Monahan, W.B., Olliff, T., Running, S.W. (2014). Exposure of U.S. National Parks to land use and climate change 1900–2100. *Ecological Applications*, 24(3), 484–502. DOI: 10.1890/13-0905.1
- Herm, M., Endels, P., Jacquemyn, H., Brys, R. (2007). A3353. Conservation of plants. In: *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley and Sons, Ltd, Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0003353
- Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 148–152. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01919.x
- Jeltsch, F., Moloney, K. A., Schurr, F. M. (2008). The state of population modeling in light of environmental change. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 171–189. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.11.004

- Klimenko A.A., Zlobin Yu.A. (2014). Ustoychivost i dinamika populyatsiy redkih vidov rasteniy na ohranyaemykh prirodnykh territoriyah [Stability and dynamics of rare plant species populations in protected natural areas]. *Uspehi sovremennoy biologii*, 134(2), 181–191 (in Russian).
- Kovalenko, I.M., (2015). *Ekolohiia nyzhnikh yarusiv lisovykh ekosystem* [Ecology of the lower layer plants of forest ecosystems]. Universytets'ka knyha, Sumy (in Ukrainian).
- Lenoir, J., Gégout, J.-C., Pierrat, J.-C., Bontemps, J.-D., Dhôte, J.-F. (2009). Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986–2006). *Ecography*, 32(5), 765–777. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.05791.x
- Lykholat, Y., Alekseeva, A., Khromykh, N., Ivan'ko, I., Kharitonov, M., Kovalenko, I. (2016). Assessment and prediction of viability and metabolic activity of *Tilia platyphyllos* in arid steppe climate of Ukraine. *Agriculture & Forestry*, 62(3), 57–64. DOI: 10.17707/AgricultForest.62.3.05
- Lykholat, Y.V., Khromykh, N.A., Ivan'ko, I.A., Matyukha, V.L., Kravets, S.S., Didur, O.O., Alexeyeva, A.A., & Shupranova, L. V. (2017). Assessment and prediction of the invasiveness of some alien plants under the climatic changes in the steppe Dnieper. *Biosystems Diversity*, 25(1), 52–59. DOI: 10.15421/011708
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout M., Bazzaz F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecology Applications*, 10(3), 689–710. DOI: 10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC] 2.0.CO
- Matias, M.G., Chapman, M.G., Underwood, A.J., O'Connor, N.E. (2012). Increasing density of rare species of intertidal gastropods: tests of competitive ability compared with common species. *Marine Ecology Progress Series*, 453, 107–116. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps09639>
- Meffe, G.K., Nielsen, L.A., Knight, R.L., Schenborn, D.A. (2002). *Ecosystem Management: adaptive, community-based conservation*. Island Press, Washington
- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C.E.T., Renaud, J., Thuiller, W. (2013). Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLOS Biology*, 11(5), e1001569. DOI: 10.1371/journal.pbio.1001569
- Potter, K.M., Woodall, C. W. (2012). Trends over time in tree and seedling phylogenetic diversity indicate regional differences in forest biodiversity change. *Ecological Applications*, 22(2), 517–531. DOI: 10.1890/10-2137.1
- Rabotnov, T.A. (1951). K metodike nablyudeniya nad travyanistymi rasteniyami na postoyannykh ploschadkakh. *Botanicheskii zhurnal*, 36(6), 450–457 (In Russian).
- Rabotnov, T.A., (1950). Zhiznennyi tsikl mnogoletnih travyanistykh rasteniy v lugovykh tsenozakh. *Trudyi botanicheskogo instituta AN SSSR*, 3 (6), 7–204 (in Russian).
- Rai, U.K. (2003). Minimum size for viable population and conservation biology. *Our Nature*, 1, 3–9. DOI: 10.3126/on.v1i1.297
- Shaffer M., Watchman L.H., Snape III W.I., Latchis, I.K. (2002). Population viability analysis and conservation policy. In: Beissinger S.R. and McCullough D.R. (Eds.), *Population viability analysis*. Chicago Univ. Press, Chicago, 123–142.
- Uranov, A.A., (1975). Vozrastnoy spektr fitopopulyatsiy kak funktsiya vremeni energeticheskikh volnovykh protsessov. *Nauchnyie dokladyi vysshney shkolyi. Biologicheskie nauki*, 2, 7–33 (in Russian).
- Williams, M.I., Dumroese, R.K. (2014). Planning the Future's Forests with Assisted Migration. In: Sample V.A, Bixler R.P. (Eds.). *Forest conservation and management in the Anthropocene: Conference proceedings*. US Department of Agriculture, Forest Service. Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO, 133–144.
- Zhivotovskiy, L.A. (2001). Ontogeneticheskie sostoyaniya, effektivnaya plotnost i klassifikatsiya populyatsiy rasteniy. *Ecologiya*, 1, 3–7 (In Russian).
- Zhu, K., Woodall C.W., Clark J.S. (2012). Failure to migrate: lack of tree range expansion in response to climate change. *Global Change Biology*, 18(3), 1042–1052. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02571.x
- Zhu, K., Woodall, C.W., Ghosh, S., Gelfand, A.E., Clark, J.S. (2014). Dual impacts of climate change: forest migration and turnover through life history. *Global Change Biology*, 20(1), 251–264. DOI: 10.1111/gcb.12382
- Zlobin, Yu.A. (2009). *Populyatsionnaya ekologiya rasteniy: sovremennoe sostoyanie, tochki rosta* [Population ecology of plants: current state, growing points]. Universitetskaya kniga, Sumyi (in Russian).

Citation:

Klymenko, G., Kovalenko, I., Lykholat, Yu., Khromykh, N., Didur, O., Alekseeva, A. (2017). The integral assessment of the rare plant populations *Ukrainian Journal of Ecology*, 7(2), 201–209.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0. License