

О.О. КАГАЛО, Н.М. СИЧАК

Інститут екології Карпат НАН України
вул. Козельницька, 4, м. Львів, 79026

ТРАНСФОРМАЦІЯ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ НА ОХОРОНЮВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ: ФЛОРОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ АНАЛІЗУ ТРЕНДІВ

ключові слова: рослинний покрив, ценопопуляція, динаміка, заповідні тери-
торії, сукцесії, прогноз

key words: plant cover, coenopopulation, dynamics, protected areas, successions,
prognosis

A.A. KAGALO, N.N. SYTSCHAK

TRANSFORMATION OF PLANT COVER AT PROTECTED AREAS: FLOROLOGICAL ASPECTS OF ITS TRENDS' ANALYSE

Institute of Ecology of the Carpathians
4 Kozelnitska Str., Lviv 79026, Ukraine

The methodological aspects of investigations of the plant cover transformations particularly in protected areas within the framework of the system approach in florology are discussed. Peculiarities of floroeotopological differentiation of regional floras and connections between ecotopological floristic complexes are suggested as the main objects for monitoring observation. The age structure of coenopopulations may be used for indication of trends and the speed of plant cover succession. The conceptions being originated are illustrated by the results of investigations of the age structure of *Alchemilla szaferi* Pawł. coenopopulations at the succession stage of postpasturing demutation of subalpine meadows at the Chornohora Mts. (Ukrainian Carpathians).

Важливе значення в реалізації завдань охорони біорізноманітності фітобіоти належить природоохоронним територіям. Однак, складна історія формування природнозаповідного фонду (ПЗФ), зміни статусу природоохоронних територій у минулому, значна трансформованість природних екосистем унаслідок інтенсивної господарської діяльності (осушувальна меліорація, екологічно не обґрунтовані лісові культури, часто з використанням чужих аборигенній флорі екзотів, інтенсивне пасовищне навантаження, зокрема у гірських районах; ведення лісового господарства без урахування вимог збереження цілісності екотопів і біогеоценозів тощо), формування ПЗФ країни в умовах високої щільності населення, а відтак її освоєності, зумовили формування низки проблем функціонування природоохоронних об'єктів. Серед них – поступове перетворення біоти охоронних територій у несправжньоострівні, зменшення або зникнення верхівки трофічної піраміди – великих хижаків, зростання чисельності копитних тварин, зарегулювання більшості річок й порушення режиму заплавності, проникнення до складу природних ценозів агресивних адвентивних рослин, зменшення числа локалітетів і чисельності популяцій багатьох видів, промислове й сільськогосподарське забруднення тощо. Крім того, більшість заповідних територій створені в регіонах, рослин-

ний покрив яких істотно змінений господарською діяльністю, або, фактично, є вторинним, а межі більшості об'єктів встановлені суб'єктивно й довільно. Усі ці проблеми давно поставили під сумнів абсолютність принципу "повної недоторканості", який був сформульований ще в роботах В.В.Докучаєва, І.П.Бородини, Г.А.Кожевникова, В.І.Талієва та ін., зокрема з огляду на концепцію збереження біорізноманітності в умовах інтенсивної антропогенної трансформації ландшафтів.

В умовах заповідного режиму трансформовані фітосистеми зазнають подальших змін, які залежно від характеру зміни вихідних параметрів екосистем мають демутаційний або дигресивний характер. У зв'язку з цим на більшості заповідних територій застосовують регуляційні заходи для підтримання стану екосистем, сприятливого для збереження їх біорізноманітності, зокрема якісного й кількісного складу фітобіоти на рівні всіх її складових компонентів.

Очевидно, що керування природними компонентами й процесами в екосистемах заповідних територій не має сенсу без фундаментальних наукових обґрунтувань. Реалізація таких обґрунтувань можлива на підставі даних про природу заповідних територій (їх фітобіоту), аналізу сучасного стану компонентів рослинного покриву, їх динаміки, визначення лімітних факторів, структури популяцій едіфікаторів, рідкісних та індикаторних видів, вибору методів регуляційного впливу й "точок" їх застосування, прогнозу результатів втручання, аналізу його наслідків тощо. Усе це неможливе без реалізації комплексного моніторингу біорізноманітності й стану екосистем на заповідних територіях.

Будь-які форми трансформації рослинного покриву за безпосереднього або опосередкованого антропогенного впливу є складними процесами, що характеризуються низкою параметрів, а їх перебіг визначається багатьма факторами. Тому вивчення цих процесів потребує комплексного підходу із застосуванням різних методів. Разом з тим, на рівні моніторингових спостережень завжди існує потреба мінімізації об'єктів досліджень й аналізованих параметрів з метою оптимізації процесу довготривалого спостереження. Це зумовлює необхідність пошуку інтегральних параметрів об'єкта досліджень, які б давали змогу оцінити його загальний стан і тенденції трансформації, бодай на рівні експертних оцінок.

До таких належать параметри фітосистем, які є відображенням функціональної взаємодії фітобіоти з факторами середовища, а також фітосистем та їх компонентів між собою. Це, перш за все, закономірності флороекоотопологічної структури фітобіоти регіону.

Загальний видовий склад флори достатньо великої території є досить консервативним і слабо реагує на трансформацію умов середовища, принаймні у масштабах часу, достатньо відчутних для існуючих методів дослідження. Як показали дослідження, найінформативнішим інтегральним параметром динамічних тенденцій регіональної флори є структурні зв'язки між притаманними їй екоотопологічними флорокомплексами. Ці комплекси можуть розглядатися як формальні системні елементи, взаємозв'язки між якими відображають закономірності структурно-функціональної організації фітобіоти

регіону в процесі її адаптації до екологічної диференціації ландшафтів (екотопної структури екосистем). Конкретним проявом їх реакції на зміну екологічних умов середовища є зміна складу, структури і зв'язків між флороценотичними комплексами, що формуються в певних екотопах.

Розчленування елементарних флор на якісно відмінні підрозділи топологічного рівня [1 – 3] дає можливість безпосереднього аналізу змін параметрів екотопу й пов'язаної з ними динаміки просторової й видової структури угруповань. Це впливає з підходу до флори, як системи взаємодіючих та спряжено еволюціонуючих місцевих популяцій видів, що дає можливість говорити про фітоценози як рослинне населення екотопів, а відповідно до цього розглядати основні фактори регіонального філоценогенезу як спільні з такими для флорогенезу [19], іншими словами, говорити про єдність філоцено- та флорогенезу [10].

Як ініціальну флористичну структуру топічного рівня Б.О.Юрцев [17, 18] запропонував розглядати парціальну флору, причому визначаючи її топічний рівень у відповідності до мети конкретного дослідження. Відповідно, виділяють флори мікро-, мезо- та макроекотопів. Основною вимогою до парціальної флори є цілісність території. Вона є основною територіальною сукупністю видів рослин природного контуру топічного (внутришньоландшафтного) рівня, тобто будь-якого екологічно й флористично своєрідного підрозділу ландшафту [20], тобто екотопу.

Однак, оскільки флора завжди має географічну, а не топологічну чи типологічну сутність, для топологічних (топічних) підрозділів флори запропоновано застосовувати поняття флоротопологічних (або флороекотопологічних) комплексів [12]. Безумовно, у формуванні флороекотопологічних комплексів історичний фактор відіграє істотну роль, але його дія проявляється через особливості диференціації екотопів регіону та їх екологічну сутність.

На рівні аналізу екотопологічної структури певної елементарної флори мова може йти про екотопологічні флорокомплекси як структурні частини цієї флори. Однак, у дефініції флороекотопологічного комплексу В.В.Новосада [12], навіть з урахуваннями деяких пізніших уточнень одного з авторів цієї статті [7, 9], були припущено суттєву методологічну неточність, що була слушно відзначена в публікаціях інших авторів [4]. Цілком слушно, що екотопологічний флорокомплекс не може бути сформований виключно видами з аналогічними адаптивними властивостями.

Це можна проілюструвати аналізом концептуальних положень теорії еконіш як характеристик функціональної ролі організму в угрупованні в аспекті оцінки адаптивної спеціалізації компонентів цього угруповання. Причому термін угруповання в цьому контексті можна розуміти в найширшому тлумаченні, в тому числі й як екологічний флорокомплекс.

Так, зокрема, правила розподілу еконіш Мак-Артура або типів їх взаємного розташування передбачають три варіанти взаємодії еконіш: ніші дотикаються але не перекриваються; ніші дискретні – неперекривні й недотичні; нарешті – ніші перекриваються. Саме останній варіант характерний для більшості рослинних угруповань і рослинного покриву загалом.

Згідно з правилом екологічної індивідуальності Раменського кожен вид є специфічним за екологічними можливостями адаптації й, відповідно, двох

ідентичних видів за адаптивними характеристиками не існує. Натомість, згідно з аксіомою адаптованості, кожен вид адаптований до певної, специфічної для нього сукупності умов існування – екологічної ніші. Отже, відповідно до цих положень, види, котрі мають аналогічні адаптивні властивості не можуть довго співіснувати в одному екологічному гіперпросторі. Разом з тим, у видів, що пристосовані до існування в подібних екологічних умовах, формуються подібні адаптивні пристосування (життєві форми, адаптивні морфогенези тощо). Такі пристосування можуть створювати ілюзію аналогічних адаптивних властивостей. Однак комплекс адаптацій кожного з видів, що входять до складу угруповання, є суто унікальним і конче відмінним від такого комплексу адаптацій іншого виду, бодай за певними ознаками. Це дає можливість видам співіснувати тривалий час в межах одного угруповання завдяки комплементарності адаптивних властивостей, а відтак – лише часткового перекриття екологічних ніш, що забезпечує мінімізацію конкуренції та стабільність угруповання.

Разом з тим, ми не вважаємо, що ідея екотопологічного комплексування видів, безвідносно до синтаксономічної інтерпретації рослинних угруповань, є помилковою. Навпаки, ми лишаємося переконаними, що цей підхід є спробою визначити механізми асоціювання видів на підставі безпосередньої оцінки їхніх адаптивних властивостей через їх типологічні характеристики. З методологічної токи зору – це спроба визначення сутності явища на підставі аналізу властивостей самого явища, а не через його аналіз за опосередкованими, чи зовнішніми по відношенню до нього, критеріями (наприклад, синтаксономічної диференціації рослинності).

Тому, виходячи з цих міркувань вважаємо за доцільне запропонувати дещо відкореговане визначення екотопологічного флорокомплексу й розвинути його концепцію з урахуванням нових даних дослідження екоотопічної диференціації фітобіоти.

Екотопологічний флорокомплекс – це сукупність видів, котрі, завдяки комплементарним адаптивним властивостям і відповідності умовам місцевиростання, у межах однорідних екотопів (або ландшафтних виділів) будь-якого рівня розмірності, формують певний набір угруповань, який повторюється в аналогічних екотопах. Екотопологічні флорокомплекси різних рівнів екоотопічної диференціації можуть бути класифіковані в ієрархічній системі (М.В.Клоков, В.В.Новосад, О.О.Кагало). Базовою одиницею екотопологічної диференціації фітобіоти, на підставі якої визначається видовий склад екотопологічного флорокомплексу, є сукупність у межах однорідного екотопу локальних популяцій (або, точніше, ценопопуляцій) видів рослин, котрі мають комплементарні адаптивні властивості й формують певний тип угруповання – екотопний (екотопічний) флорокомплекс (елементарне угруповання). Екотопологічний флорокомплекс як категорія структурно-функціональної диференціації рослинного покриву, є певною науковою абстракцією, аналогічно до категорій синтаксон або таксономічний вид, оскільки в реальній природній ситуації повний видовий склад екотопологічного флорокомплексу практично ніколи не буває представлений в одному екотопі. Він визначається сумарним видовим складом однорідних екотопних флорокомплексів. Певною мірою ці обидві категорії диференціації фітобіоти (екотологічний флорокомплекс та

екотопний флорокомплекс) відповідають категоріям “об’єднання парціальних флор” і “парціальна флора” в розумінні Б.О.Юрцева та Р.В.Камеліна [20], однак істотно відрізняються від них за визначенням рівня їх флорогенетичної зумовленості.

Категорії структурно-функціональної диференціації фітобіоти у відповідності з екоотопічною диференціацією ландшафту відображають пристосування фітонаселення (як сукупності місцевих популяцій) регіону до максимально повного використання його природних екологічних умов у ході спряженої коеволюції видів у процесі флоро- й філоценогенезу. Їх використання дає можливість безпосередньо аналізувати цілісні еколого-флористичні одиниці рослинного покриву, чітко пов’язані з певними типами екоотопів різної розмірності (безвідносно до їх синтаксономічної належності, на відміну від ценофлор), з точки зору їхніх еволюційних, динамічних, екологічних і соціологічних особливостей.

Відповідно з цією концепцією на регіональному рівні можна говорити про деяку сукупність видів, притаманних певному екоотопічному підрозділу ландшафту (типу екосистеми), що сформувалася в процесі його історичного становлення.

За показниками зміни складу кожного з ієрархічних рівнів організації флороекологічної структури фітобіоти [8, 9, 12] можна охарактеризувати напрямки сукцесії певного типу рослинності безвідносно до її синтаксономічної структури на досліджуваній території, а аналіз рослинного покриву, як системи місцевих популяцій рослин, дає можливість вибрати певні індикаторні види, які є компонентами угруповань на всіх етапах розвитку сукцесії, а відтак, станом своїх ценопопуляцій (зокрема, віковою структурою) можуть індукувати тенденцію розвитку фітосистеми та екосистеми загалом.

Ідея використання параметрів структурно-функціональної організації популяцій як індикаторів сукцесійних процесів автотрофних блоків екосистем не є новою. У західних регіонах України такі дослідження проводили з метою оцінки напрямів сукцесій та їх швидкості в заплавах екосистемах [5] і резерватогенних сукцесій азональних лучно-степових угруповань [6]. В умовах високогір’я Українських Карпат такі дослідження не проводили.

Як свідчить аналіз цитованих робіт, а також результати наших досліджень у лучних угрупованнях субальпійського ступеня Українських Карпат, використання з метою індикації сукцесійного стану екосистеми параметрів структури природно-історичної популяції є проблематичним, а в більшості випадків – неможливим. Це зумовлено тим, що природно-історична популяція є системою, яка має досить складну просторову та структурно-функціональну організацію, займає достатньо велику територію, а здебільшого взагалі набуває характеру гносеологічної абстракції. У зв’язку з цим, у структурі природно-історичної популяції, як складної системи, чітко виділяються структурно-функціональні елементи, або підсистеми, що формуються в диференційованих екоотопічних умовах, яким відповідають різні сукцесійно-ценотичні стани фітосистеми. Такі структурно-функціональні елементи природно-історичної популяції можуть розглядатися як її фрагменти – локальні популяції різної функціональної природи, у межах яких чітко виділяються ценопопуляції [13], що є складовими частинами фітоценозів [11]. В умовах високогір’я це

простежується особливо чітко, оскільки тут у більшості випадків ценопопуляція за обсягом є багато меншою від локальної, а тим більше природно-історичної.

Таким чином, ценопопуляції є найінформативнішими об'єктами для індикаційної оцінки стану фітоценозів у сукцесійних рядах. Найзручнішим та інформативним інтегральним показником стану ценопопуляції, що відображає її належність до певного сукцесійного стану фітосистеми (ценозу) є вікова структура [5].

Нами проведені дослідження вікової структури локальної популяції *Alchemilla szaferi* Pawł з диференціацією її на функціональні елементи (ценопопуляції) у відповідності до диференціації фітосистеми гігрофільного варіанта щучникової луки (*Deshampsietum cespitosae*) у ряді постпасквальної демутаційної сукцесії.

Дослідження, проведені в субальпійському ступені Карпат [14, 15], дають можливість простежити зміни вікової структури популяційних фрагментів *A. szaferi* в сукцесійному ряду демутації щучникової луки після інтенсивної пасквальної деградації в умовах надмірного зволоження. Синузальна структура угруповання відповідає сукцесійному ряду відновлення типового щучникового фітоценозу та його гігрофільних варіантів зі співдомінуванням *Caltha laeta* Schott, Nym. et Kotschy, *Carex rostrata* Stokes та ін. Умовно досліджені ценотичні утворення можуть бути розташовані в такий сукцесійно-екологічний ряд (Рис. 1.).

Зростання зволоженості екотопу →

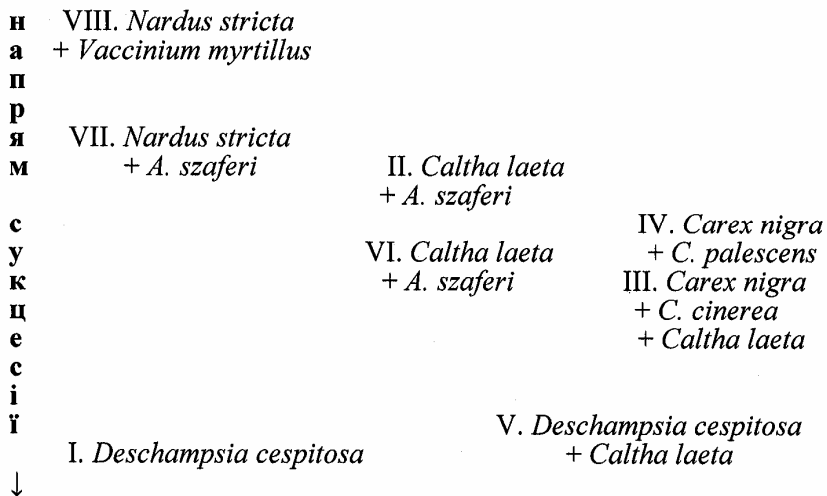


Рис. 1. Постпасквальний демутаційний сукцесійний ряд в умовах змінного рівня зволоженості екотопів на моніторинговому полігоні (північний схил г. Пожижевська, Чорногора, 1400 м. над р. м.).

Кореляційні зв'язки видового складу екотопологічних флорокомплексів нанотопологічного рівня, визначеного на підставі загального аналізу видово-

го складу відповідних екоотічних флорокомплексів на моніторинговому полігоні добре відображають загальну тенденцію розвитку сукцесії в умовах відносно заповідного режиму. Відповідний кореляційний дендрит за коефіцієнтом Жакара наведений на рис. 2.

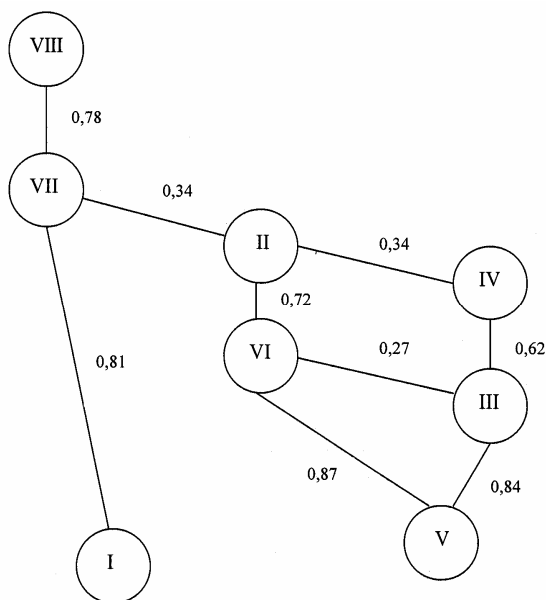


Рис. 2. Кореляційні зв'язки видового складу мікроценозів (екотопологічних флорокомплексів нанотопологічного рівня) у відповідності з етапами сукцесії на моніторинговому полігоні.

Як свідчать вікові спектри, наведені на рис. 3, найінтенсивніше поновлення відбувається на ділянках ценотично відкритих угруповань, де трав'яний покрив знищений унаслідок випасу – їм відповідають максимально лівосторонні вікові спектри. На пізніших етапах демутації, в умовах більшого зволоження, під наметом генеративних особин *Alchemilla* та *Caltha* спостерігається також велика кількість проростків приворотня, однак особин старших вікових груп (ювенільних, іматурних і віргінільних) там дуже мало, або вони відсутні. Віргінільні особини переважають на ділянках мохового покриву в нижній і середній частинах схилу, а також під наметом *Salix silesiaca* Willd. на ділянках зі знищеним травостоєм. На відкритих вологих кам'янистих місцях, де на мокрій жорсткості утворився розріджений покрив мохів з присутністю *Juncus triglumis* L., *J. castaneus* Smith, *J. articulatus* L., *Carex nigra* (L.) Reichard, спостерігається велика кількість проростків, хоча частка іматурних і віргінільних особин значно нижча. Повночленні нормальні спектри характерні для проміжних етапів сукцесії як в умовах надмірного зволоження, так і мезофільних. Пізніше, на кінцевих етапах, у зв'язку з формуванням щільної дернини *Deshampsia cespitosa* (L.) Beauv. відбувається елімінація особин виду та вторинна “лівосторонізація” вікового спектра. Це

пояснюється зростанням ценотичного пресу з боку ценотично стабільніших видів родини *Roaceae*, що здебільшого належать до К-стратегів.

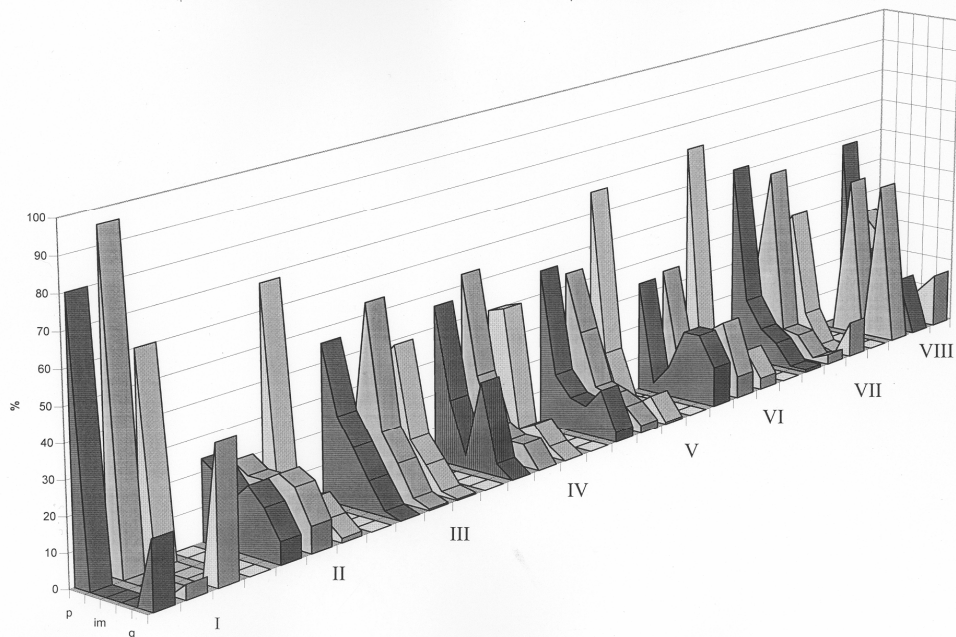


Рис. 3. Вікові спектри модельного виду *Alchemilla szaferi* Pawł. на моніторинговій пробній площі. I-VIII – стадії сукцесії як на рис. 1, для кожної стадії наведено дані за три періоди оцінки: відповідно, зліва направо 1992, 1993, 2003.

Належність досліджуваного виду до активних R-стратегів у розумінні Дж.Грайма, з певними диференційними ознаками S-стратегії та, відповідно, з вираженим г-добором [21], який зумовлює інтенсивне генеративне поновлення, дозволяє йому інтенсивно захоплювати відносно ценотично відкриті екотопи. На дослідженій площі найінтенсивніше поновлення спостерігається на ділянках, де трав'яний покрив знищений, або значно розріджений (синузії III, IV, особливо, V) унаслідок пасквальної деградації. Однак, його явно лімітують умови локального зволоження, й максимум молодих вікових груп спостерігається в синузіях *Carex nigra* + *C. cinerea* + *Caltha laeta*, які є початковими етапами демутації асоціації *Montio-Bryetum schleicheri*, або асоціації союзу *Calthion*. На користь останнього свідчить факт наявності типової для цього союзу синузії (фації) *Caltha laeta* + *Alchemilla* sp., до складу якої входить низка характерних видів. У цій синузії спостерігається найзрівноваженіший повночленний віковий спектр. Ці результати добре узгоджуються з отриманими даними щодо ценотичних оптимумів видів секції *Alchemilla* [5], до яких належить *A. szaferi*.

Таким чином, можна вважати види *Alchemilla* секції *Alchemilla* піонерними або субпіонерними видами в демутаційних процесах угруповань високогірського гідропратофітону, яким відповідають класи *Montio-Cardaminitea*, союз *Calthion* та гідрофільні варіанти союзів порядку *Calama-*

grostietalia villosae. У домінантній класифікації фітоценозів цим угрупованням відповідають різні типи угруповань формації *Deshampsietea cespitosae* та її гігрофільні варіанти зі співдомінуванням видів родів *Carex*, *Caltha*, *Cicerbita* та ін. Отже, використання як індикатора стану екосистеми популяцій *A. szaferi* показало, що найінформативнішими їх параметрами є вікова структура популяційних фрагментів (ценопопуляцій) і характер генеративного самопідтримання.

Отже, результати досліджень свідчать, що як об'єкти для моніторингового дослідження з метою оцінки антропогенних трендів рослинного покриву на природоохоронних територіях можна використовувати:

1. Видовий склад флори та її екотопологічну структуру;
2. Структуру й кореляційні зв'язки видового складу екотопічних флорокомплексів мікро- й нано-топологічних рівнів у межах конкретного типу ландшафтних виділів (екосистем), а також відповідних екотопологічних комплексів, відтворених на достатньо репрезентативному матеріалі;
3. Популяції індикаторних видів, котрі є типовими або піонерними елементами фітосистеми на певних етапах її сукцесії, або мають еколого-ценотичну амплітуду, що дозволяє існувати в межах усього сукцесійного ряду (від ініціальних фаз – у вигляді інвазійних ценопопуляцій, до кінцевих фаз формування фітосистеми, в якій вид представлений або повночленними нормальними популяціями, або затухаючими регресивними);
4. Популяції рідкісних видів, як об'єкти безпосереднього моніторингу, що мають опосередковане значення для оцінки стану екосистеми (через стан екотопу, у разі стенотопності виду) в якій представлені їхні популяції (локальні, ценопопуляції тощо).

Разом з тим, слід відзначити, що використання лише вікової структури ценопопуляцій індикаторних видів для оцінки стану фітосистеми (або, опосередковано, екосистеми) є умовно достатнім лише для експертної, дуже загальної, оцінки тенденцій процесів, що відбуваються в ній. Для поглибленішого аналізу процесів, що відбуваються в екосистемі й відображаються у структурно-функціональних параметрах популяції виду-індикатора доцільно використати ширший їх спектр (зокрема параметри, що відображають процеси поновлення в популяції: віковість, репродуктивне зусилля тощо).

ЛІТЕРАТУРА

1. Дидух Я.П. К методике исследований горных флор // Актуальные вопросы современной ботаники. – К.: Наук. думка, 1977. – С. 115-119.
2. Дидух Я.П. Методика аналізу флор гірських регіонів // Укр. ботан. журн. – 1986. – 43, № 6. – С. 74-78.
3. Дидух Я.П. Опыт структурно-сравнительного анализа горных элементарных флор // Теоретич. и методич. проблемы сравнительной флористики: Мат. II рабоч. совещ. по сравнительной флористике. – Л.: Наука, 1987. – С. 117-128.

4. Дідух Я.П., Ковтун І.В. Теоретичні аспекти виділення ценофлор // Й.К.Пачоський та сучасна ботаніка. – Херсон: Айлант, 2004. – С. 98-101.
5. Жижин Н.П., Кагало А.А. Структура ценопопуляций и особенности охраны березы низкой (*Betula humilis* Schrank) в заповеднике “Расточье” // Популяционные исследования растений в заповедниках. – М.: Наука, 1989. – С. 88-104.
6. Жижин М.П., Кагало О.О., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Стан і перспективи охорони ценопопуляцій *Crambe tataria* Sebeok на Опіллі (УРСР) // Укр. ботан. журн. – 1990. – 47, № 6. – С. 77-83.
7. Кагало О.О. Флора Вороняків (північно-західне Поділля, Україна), її структурна диференціація та охорона. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 1996. – 24 с.
8. Кагало О.О. Деякі аспекти екотопологічної диференціації елементарних флор (на прикладі флори Вороняків, північно-західне Поділля) // Укр. ботан. журн. – 1996. – 53, № 1-2. – С. 125-129.
9. Кагало О. Структура та флористичні зв'язки лучних флороекологічних комплексів центральної частини північно-західного Поділля // Праці НТШ. Екологічний збірник на пошану А.С.Лазаренка. – 1999. – 3. – С. 84-104.
10. Камелин Р.В. Кухистанский округ горной Средней Азии. – Л.: Наука, 1979. – 117 с.
11. Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии. – М.: Наука, 1985. – 136 с.
12. Новосад В.В. Флора Керченско-Таманского региона. – К.: Наук. думка, 1992. – 278 с.
13. Работнов В.А. Фитоценология. 3-е изд. – М.: Изд-во МГУ, 1992. – 352 с.
14. Сичак Н.М. Рід *Alchemilla* L. (*Rosaceae*) у флорі Українських Карпат: Таксономія, хорологічні, екологічні, ценотичні особливості та охорона: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 1996. – 23 с.
15. Сичак Н.М. Особливості прояву стратегії роду *Alchemilla* L. (*Rosaceae*), як основа збереження його видової різноманітності // Міжнародні аспекти вивчення та охорони біорізноманіття Карпат: Матер. міжнар. науково-прак. конф., присвяченої 550-річчю Рахова – Рахів, 1997. – С. 181-185.
16. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дідух Я.П. Ялтинский горно-лесной государственный заповедник: (Ботанико-географический очерк). – К.: Наук. думка, 1980. – 184 с.
17. Юрцев Б.А. 1975. Некоторые тенденции развития метода конкретных флор // Ботан. журн. – 1975. – 60, № 1. – С. 69-83.
18. Юрцев Б.А. Флора как природная система // Бюл. Моск. о-ва испыт. природы. Отд. биол. – 1982. – 87, Вып. 4. – С. 3-22.
19. Юрцев Б.А. Флора как базовое понятие флористики: содержание понятия, подходы к изучению // Теоретические и методические проблемы сравнительной флористики. Мат. II рабочего совещ. по сравнительной флористике. – Л.: Наука, 1987. – С. 13-28.
10. Юрцев Б.А., Камелин Р.В. Основные понятия и термины флористики. – Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 1991. – 80 с.
21. Pianka E.R. On r- and K-selection // Amer. Naturalist. – 1970. – Vol. 104. – P. 592-597.