

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/321859485>

# Phytoindication of anthropogenic factor

Book · January 2017

---

CITATIONS

2

READS

130

1 author:



Igor V. Goncharenko

National Academy of Sciences of Ukraine

191 PUBLICATIONS 1,135 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Quality assessment of the vegetation classification [View project](#)



DRSA, a new robust and fast clustering technique for vegetation classification [View project](#)

**І.В. ГОНЧАРЕНКО**

**Фітоіндикація  
антропогенного  
навантаження**



**2017**

**NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF UKRAINE  
STATE INSTITUTION  
«INSTITUTE FOR EVOLUTIONARY ECOLOGY OF NAS OF UKRAINE»**

**I.V. GONCHARENKO**

**PHYTOINDICATION  
OF ANTHROPOGENIC FACTOR**

**2017**

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА  
«ІНСТИТУТ ЕВОЛЮЦІЙНОЇ ЕКОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ»**

**І.В. ГОНЧАРЕНКО**

**ФІТОІНДИКАЦІЯ  
АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ**

**2017**

УДК 581.524:581.55: 58.087:502.7

ББК 20.1я9

Г 65

Рекомендовано до друку вченою радою Державної установи  
«Інститут еволюційної екології Національної академії наук України»  
(протокол № 9 від 28 жовтня 2016 р.)

Рецензенти:

**Я.П. Дідух**, доктор біологічних наук,  
професор, член-кореспондент НАН України;  
**Б.Є. Якубенко**, доктор біологічних наук, професор.

**Гончаренко І.В.**

Г 65 Фітоіндикація антропогенного навантаження: монографія /  
І.В. Гончаренко. – Дніпро: Середняк Т.К., 2017. – 127 с.

ISBN 978-617-7479-74-0

У монографії розглянуто використання методики фітоіндикації для оцінки антропогенного навантаження. Проаналізовано основні деструктивні процеси, що відбуваються у структурі широколистяних лісів під впливом рекреації. Охарактеризовано антропогенні зміни, що діагностують різні стадії рекреаційної дигресії, з позицій еколого-ценотичного підходу. Розглянуто використання екологічних шкал гемеробії та урбанітету для оцінки ступеня антропогенної трансформації. Наведена методика статистичної оцінки впливу екологічних факторів на синтаксономічну диференціацію. Показано можливості використання класифікації життєвих форм Раункієра та адаптивних стратегій у рослин для оцінки антропогенної трансформації. З позицій екосистемології розглядаються стійкість біотичних систем і підходи до нормування рекреаційного навантаження.

Для ботаніків, екологів, фахівців з охорони природи та природокористування.

We studied an application of the plant indicator method (phytoindication) for the anthropogenic impact assessment. We discussed the main destructive processes caused by the recreation pressure on the broad-leaved forests communities. In our study, we diagnosed the recreational succession stages on the coenotic-floristic basis. We demonstrated how the plant hemeroby and urbanity scales can be applied to the evaluation of anthropogenic transformation (on the example of the forest vegetation). We concentrated on the statistical approach for assessing syntaxonomical differentiation of the vegetation along environmental gradients. We used plant species classification according to Raunkiaer's life forms and plant adaptive strategies for the study of the anthropogenic transformation. Biosystem stability and principles of rational nature management were considered from ecosystemology concept of view.

For botanists, environmentalists and specialists in nature protection.

ISBN 978-617-7479-74-0

© Гончаренко І.В., 2017

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕДМОВА</b> .....	<b>6</b>
<b>Розділ 1. БІОІНДИКАЦІЯ ЯК МЕТОД ОЦІНКИ ЯКОСТІ УРБАНОСЕРЕДОВИЩА</b> .....	<b>8</b>
<b>Розділ 2. АНТРОПОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ЛІСОВОЇ РОСЛИННОСТІ</b> .....	<b>11</b>
2.1. Лісова рослинність урочища Феофанія .....	11
2.2. Вплив рекреації на лісовий біоценоз .....	13
2.3. Антропогенна трансформація видового складу .....	16
2.4. Стадії антропогенної трансформації широколистяних лісів .....	22
2.5. Антропогенні зміни структури та екологічних режимів лісових ценозів .....	25
<b>Розділ 3. ФІТОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ</b> ...	<b>30</b>
3.1. Метод фітоіндикації .....	30
3.2. Екологічні амплітуди синтаксонів .....	36
3.3. Фітоценотичні індикатори антропогенного впливу .....	42
3.4. Оцінка гемеробіальності рослинних угруповань .....	47
3.5. Ординація рослинності та фітоіндикація – їх взаємозв’язок при оцінці природних факторів та антропогенного навантаження .....	52
3.6. Зміни спектрів життєвих форм як діагностичний критерій антропогенної трансформації рослинності .....	56
3.7. Використання класифікації життєвих стратегій для оцінки антропогенної трансформації рослинності .....	62
3.8. Використання фітосоціологічного спектру для оцінки антропогенної трансформації рослинності .....	68
<b>Розділ 4. НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ: ЕКОСИСТЕМОЛОГІЧНИЙ ПІДХІД</b> .....	<b>77</b>
4.1. Загальні питання стійкості, конкурентності, адаптивного потенціалу у рослин .....	79
4.2. Екологічні закони і принципи на яких повинні базуватися нормування антропогенного навантаження та раціональний екоменеджмент .....	90
4.3. Раціональне природокористування на об’єктах, що використовуються з рекреаційною метою .....	92
4.4. Нормування рекреаційного навантаження на лісові екосистеми .....	99
4.5. Нормування рекреаційного навантаження на аквальні комплекси .....	101
<b>ПІСЛЯМОВА</b> .....	<b>104</b>
<b>СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ</b> .....	<b>107</b>

## ПЕРЕДМОВА

Вплив людини нині має космополітний рівень – він фрагментує ландшафт, змінює клімат, зумовлює особливий тип адаптогенезу біоти – антропогенно-обумовлений. Трансформація біорізноманіття, пов'язана з антропогенним чинником, випереджає природні сукцесії. Найінтенсивнішого негативного впливу від господарської діяльності людини зазнають екосистеми міст.

Необхідність оцінки і нормування антропогенного навантаження не викликає сумнівів. Є чимало методів і практичних рекомендацій, але більшість їх має прикладний характер. Без врахування емерджентних властивостей біотичних систем і цілісного екологічного підходу, який враховує численні зв'язки між організмами (трофічні, інформаційні), розробка природоохоронної концепції неможлива.

Ми зосередимося на можливостях одного з найперспективніших методів кількісної оцінки антропогенного навантаження – біоіндикації. У той час, як більшість прикладних методик базуються на безпосередньому вимірюванні ознак присутності людини, біоіндикація спрямована на оцінку адаптивної реакції біоти.

Ідея біоіндикації не нова. Але традиційно в рамках цього підходу беруть до уваги природні фактори. Так склалося історично, що бурхливий розвиток екології, становлення основних її концепцій відбувався тоді, коли порівняно мало уваги вчені приділяли антропогенному фактору, вважаючи його зовнішнім, чужинним елементом.

Нині ситуація кардинально змінилася. Навіть реакцію організмів та екосистем на природні чинники варто розглядати в контексті модифікуючого оточення, яким є антропогенний вплив. Це повертає нас до ідеї біоіндикації, але на новому рівні, в центрі уваги якого оцінка антропогенної трансформації і адаптивної реакції біоти у зміненому людиною навколишньому середовищі.

Чи інформативна біоіндикація у відношенні антропогенного впливу? Які ознаки біоти є показовими і найбільше підходять для

біоіндикації антропогенного впливу? Об'єкти якого рівня – організми, популяції, біоценози краще брати за основу оцінки?

У першому розділі ми порівняємо біоіндикацію з іншими подібними методами, розглянемо її можливості на різних системних рівнях організації живого.

Другий розділ – це якісний аналіз основних змін, що відбуваються у рослинності внаслідок антропогенного впливу – як впливає рекреація на лісовий біоценоз, до яких деструктивних процесів це призводить. Для визначення стадій антропогенної трансформації ми обрали метод еколого-флористичної класифікації за Браун-Бланке, як найбільш ґрунтовний для цілісного дослідження процесів антропогенної трансформації рослинності.

У третьому розділі зосередимо увагу на використанні методу фітоіндикації для кількісної оцінки антропогенних змін фітоценозів, проаналізуємо потенціал і можливості використання екологічних шкал для оцінки антропогенного навантаження.

У четвертому розділі з позицій екосистемологічного підходу проаналізуємо функціонування і стійкість біотичних систем різних рівнів системної організації живого – від чого залежить стійкість організмів, популяцій, біоценозів та екосистем до антропогенного фактору, і як це використовувати для раціонального природокористування та нормування антропогенного навантаження.

## Розділ 1. БІОІНДИКАЦІЯ ЯК МЕТОД ОЦІНКИ ЯКОСТІ УРБАНОСЕРЕДОВИЩА

Об'єкти живої природи чутливі, і тому індикативні, щодо антропогенного фактору. Реакція біоти інтегративна – відображає багаторічну, сукупну дію різноманітних чинників. Тому біоіндикація – це метод цілісної оцінки «екологічного здоров'я» екосистем та якості урбаносередовища. Простота і універсальність обумовлюють популярність цього підходу.

*Біоіндикація* – це оцінка середовища за ознаками і станом біоти. Біоіндикація має переваги над фізико-хімічними (прямими) методами оцінки середовища, оскільки:

- 1 не усі фактори підлягають оцінці фізико-хімічними методами, тоді як біоіндикація – метод універсальний;
- 2 біоіндикація дозволяє оцінити вплив фактору у минулому, а не лише у даний момент;
- 3 біоіндикація відносно швидка та дешева;
- 4 біоіндикація дозволяє оцінити взаємодію екологічних факторів.

Варто розрізняти чутливість та специфічність біоіндикаторів.

*Чутливість* – це здатність змінюватися, навіть за незначної сили впливу фактору.

*Специфічність* – це вибіркова, висока чутливість до одного фактору та нижча до іншого.

Найкращими біоіндикаторами є організми з високою чутливістю та специфічністю. Як правило, стенотопні види – кращі індикатори, ніж евритопні, крупні організми – кращі індикатори, ніж дрібні, а відносні показники – більш показові, ніж абсолютні.

*Індикат* – це властивість, що підлягає оцінці, а *індикатор* – біотичний об'єкт, що слугує для оцінки.

У разі вибору організмів-біоіндикаторів варто спиратися на такі критерії:

- швидкість і чутливість реакції;

- можливість кількісних вимірювань;
- повсюдне трапляння.

Біоіндикація можлива на різних рівнях – організмів, популяцій, біоценозів. Біосистеми вищого, ніж ценотичний, рівня є надто великими, тому менш зручні для оцінки. Популяції і біоценози – реактивні і територіальні, тому найкраще підходять для локального екологічного моніторингу.

Закономірності реагування на антропогенний чинник стохастичних популяційних і ценотичних біосистем мало вивчені. Їх адаптивний потенціал не є простою функцією суми адаптацій окремих організмів (видів), а реакція багатофакторна і важко передбачувана.

Реакція на зовнішнє збурення біологічних систем зі складною внутрішньою структурою має латентно-тригерний характер. Спочатку спрацьовують механізми природного опору, тому зсув рівноваги непомітний. Потім відповідь стає бурхливою (автокаталітичною), а процеси трансформації необоротними, біологічна система проходить через точку неповернення і знаходить новий рівноважний термодинамічний стан, «дно».

Як модельний об'єкт для дослідження методики біоіндикації щодо оцінки антропогенного навантаження, ми обрали рослинність:

- рослинний спосіб життя – здебільшого нерухомий, що робить рослини та рослинні угруповання ідеальним об'єктом для біоіндикації як природних об'єктів та урбаносередовища;
- рослинність відіграє важливу середоутворюючу роль, тому негативні прояви у цьому компоненті біогеоценозу (екосистеми) будуть беззаперечно свідчити про нездоровий стан біотичної системи в цілому;
- біоіндикація з використанням рослин і рослинних угруповань (фітоіндикація) – метод перевірений часом, для якого вже існують екологічні шкали;

- еколого-флористична класифікація рослинності дає ґрунтовний фактографічний базис і відкриває шлях до кількісної оцінки антропогенних змін;
- видовий склад та структура фітоценозів містять у прихованому вигляді усю необхідну інформацію (сигнал) щодо наслідків впливу антропогенного фактору.

## **Розділ 2. АНТРОПОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ЛІСОВОЇ РОСЛИННОСТІ**

Процеси антропогенної трансформації розглянемо на модельному прикладі лісової рослинності урочища Феофанія. Територія урочища Феофанія знаходиться на південно-західних околицях м. Київ, у 15 км від центру міста. Широколистяні ліси, які тут поширені, є залишком колишнього лісового масиву на корінному березі Дніпра, частинами якого є також Голосіївський ліс [91] та урочище Лиса гора.

Рельєф долинно-балковий, найвища відмітка – 189 м н.р.м. Основний геоморфологічний елемент – Феофанійська балка, де знаходиться каскад ставків, а схили вкриті широколистяним лісом. Близько 130 га, 80% площі урочища займає грабова діброва, незначні ділянки зайняті болотними, водними та лучними угрупованнями. У ґрунтовому покриві переважають сірі опідзолені ґрунти, трапляються дерново-підзолисті, у зниженнях – лучно-болотні ґрунти.

З 1972 р. лісовий масив дослідного лісництва «Феофанія» отримав статус заповідної території у ранзі парку-пам'ятки садово-паркового мистецтва [65]. Нині ППСПМ «Феофанія» є однією з ключових територій у системі Дніпровського екокоридору між масивом «Лісники» (НПП «Голосіївський») та Голосіївським лісом.

### **2.1. Лісова рослинність урочища Феофанія**

Геоботанічне дослідження рослинності урочища Феофанія (рис. А.1) [17; 18] було присвячене, головним чином, вивченню процесів антропогенної трансформації лісової рослинності під впливом рекреації. Закономірності, встановлені на цьому модельному об'єкті, спостерігаються у більшості міських лісів.

Класифікація за методом Браун-Бланке свідчить про наявність у лісовій рослинності дослідженого об'єкту однієї асоціації союзу

*Carpinion* (з однією субасоціацією та трьома варіантами) та угруповання з класу *Robinietaea*.

## СИНТАКСОНОМІЧНА СХЕМА ШИРОКОЛИСТЯНИХ ЛІСІВ УРОЧИЩА ФЕОФАНІЯ<sup>1</sup>

*QUERCO-FAGETEA* Br.-Bl. et Vlieger 1937

*Fagetalia sylvaticae* Pawl. 1928

*Carpinion betuli* Issler 1931

*Galeobdoloni lutei-Carpinetum* Shevchyk et al. 1996

*G.-C. impatientosum parviflorae* Goncharenko et al.  
2013

*var. Dryopteris filix-mas* (1)

*var. Carex pilosa* (2)

*var. Phalacrogloma annuum* (3)

*ROBINIETEA* Jurko ex Hadač & Sofron 1980

*Chelidonio-Robinietaea* Jurko ex Hadač & Sofron 1980

*Balloto nigrae-Robinion* Hadač & Sofron 1980

*com. Ballota nigra + Sambucus nigra* (4)

Асоціація *Galeobdoloni-Carpinetum* описана у Канівському заповіднику [88]. Її антропогенно-трансформований різновид – субасоціація *G.-C. impatientosum parviflorae* [18] є основним типом фагетальних широколистяних лісів м. Київ.

У її складі – щонайменше три варіанти (на нашу думку, екологічних і флористичних відмінностей між ними недостатньо, щоб розглядати їх на вищому ієрархічному рівні).

Фітоценотична характеристика виділених синтаксонів:

1. *G.-C. impatientosum var. Dryopteris filix-mas* – тіниста кленово-грабова діброва; найкраще збереглися аборигенні види і ознаки структури корінного лісу; угруповання переважно на свіжих ґрунтах, трапляються по днищах балок та у нижній частині схилів; у

<sup>1</sup> Синтаксони позначені номерами 1-4 і використовуються надалі у таблицях, рисунках

трав'яному ярусі домінують – *Aegopodium podagraria* L., *Lamium galeobdolon* (L.) Crantz; діагностичними є типові лісові види – *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, *Paris quadrifolia* L. та ін.;

2. **G.-C. impatientosum var. Carex pilosa** – в основному трапляється на схилах (у верхній та середній частині); рівень зволоження ґрунтів менший, ніж у попереднього варіанту, ґрунти пухкі, дреновані; у трав'яному ярусі домінують *Carex pilosa* Scop., *Stellaria holostea* L., *Asperula odorata* L., моховий ярус не розвинений через густий травостій, поблизу лісових стежок – ґрунти змиті;

3. **G.-C. impatientosum var. Phalacrologa annuum** – угруповання формуються на місці двох попередніх варіантів внаслідок посиленої рекреації та інших видів антропогенного впливу; характерна поява у видовому складі значної кількості нелісових (лучних та синантропних) видів; ступінь антропогенної трансформації загального видового складу корелює із кількістю неморальних видів, що збереглися – останні повністю відсутні у разі значного впливу, або досить численні – за слабкого;

4. **com. Ballota nigra + Sambucus nigra (Robinietaea)** – невідновлювальна стадія, втрачені широколистяні ліси та посадки на їх місці, усюди надмірний антропогенний вплив, різний за походженням (рубки, рекреація, вплив доріг, засмічення), угруповання однотипні за видовим складом; переважають антропофіти, а найстійкіші лісові види, що вказують на зв'язок із лісом у минулому, збереглися у затінку, біля стовбурів дерев.

Видовий склад синтаксонів наведений у додатку (табл. А.1).

## 2.2. Вплив рекреації на лісовий біоценоз

Антропогенний вплив на лісовий біоценоз різноманітний – засмічення, рубки, пряме знищення рослин через зривання і т.п. Але найпоширенішим є фактор рекреації. Вивченню впливу рекреації на лісові екосистеми присвячено чимало робіт [35; 39; 44; 91].

Рекреаційне навантаження можна оцінити за ознаками присутності людини, бо воно визначається і залежить від кількості

доріг і стежок, їх ширини й часу існування, можливості заїзду автотранспортом, чисельності відпочиваючих та змін її по сезонам. Ці фактори чинять як прямий вплив (витоптування), так і опосередкований (ущільнення ґрунту). Ущільнення ґрунту через витоптування може збільшувати його густину (щільність) у декілька разів – з 0,17 до 1,01 г/см<sup>3</sup> [34]. Це негативно позначається на фізико-хімічних властивостях ґрунтів, їх повітряному і водному режимі, і, перш за все, призводить до погіршення аерації ґрунтів та ерозії.

До погіршення аерації особливо чутливі рослини-геофіти, у яких бруньки відновлення закладаються на деякій глибині. Тому вони є першою групою ризику знищення від впливу рекреації, а одночасно їх наявність – є індикатором лісів, які краще збереглися. Серед чутливих видів цієї біоморфи можна назвати геофіти – кореневищні (*Polygonatum multiflorum* (L.) All., *Paris quadrifolia*), бульбові (*Corydalis cava* (L.) Schweigg. & Korte, *Ficaria verna* Huds.), цибулинні (*Gagea lutea* (L.) Ker Gawl., *Scilla bifolia* L.). Їх підземні багаторічні частини особливо вразливі щодо нестачі кисню.

Вразливими є також весняні рослини з коротким вегетаційним періодом (лісові ефемероїди). Маючи короткий час вегетації і не маючи можливості накопити достатній запас поживних речовин у цей період, вони втрачають життєвість і гинуть. Привабливий вигляд квітучих навесні рослин зумовлює також прямі втрати у нечисленних популяцій від зривання і викопування.

За зруйнованим моховим ярусом і шаром опаду у лісі можна чітко відстежити збиті місця із надмірним витоптуванням. Спочатку відбувається фрагментація шару опаду, потім він зникає, і надалі, як правило, розвивається ерозія. Відкриті місця поблизу лісових стежок також сприятливі для фітоінвазій. Там, де ґрунт змитий, шар опаду зруйнований, а лісові трави витоптані – формуються первинні осередки експлерентів, які звідси впроваджуються далі углиб лісу.

Деревний ярус менш чутливий, ніж трав'яний, до впливу рекреації. Проте і він поступово руйнується. Можливий прямий негативний вплив на дерева та опосередкований надмірним ущільненням ґрунту. Там, де розвивається ерозія, корені дерев

оголюються, травмуються на стежках, на схилах розмиваються водою. Зменшується частина функціонуючої кореневої системи дерева. Погіршення повітряного режиму ґрунту, призводять до порушення механізмів активного фізіологічного транспорту рослин, тому верхівки дерев усихають.

Нижні яруси після відмирання частин крони у домінантів першого та другого ярусу отримують більше світла, загущується підлісок, пригнічуються лісові тіньовитривалі види. Також з'являються лучні злаки, що швидше ростуть, і коренева система яких призводить до задерніння, перехоплює дощову вологу у верхніх шарах та зменшує її доступність для глибоко розташованих коренів дерев.

Антропогенні навантаження прийнято ділити на п'ять стадій: *безпечні, гранично-допустимі, небезпечні, критичні та катастрофічні навантаження.*

*Гранично-допустиме навантаження* – це рівень антропогенного навантаження, за якого протягом невизначеного часу можна використовувати природний комплекс, не втрачаючи його природного оновлення.

Визначення гранично-допустимих навантажень – непроста задача. Лісова екосистема спочатку непомітно реагує на зовнішнє збурення, тому уловити момент, коли розпочинаються необоротні зміни, можна далеко не завжди.

У лісовій рекреалогії оцінку рекреаційного навантаження здійснюють найчастіше спираючись на прямий підрахунок ознак присутності людини: кількість відпочиваючих на одиницю площі, відсоток вибитої площі, щільність мережі стежок; а також вимірюваннями ущільнення ґрунту, оцінкою ступеня фрагментації опаду і мохового ярусу, за кількістю хворих та усихаючих дерев.

Величини граничних навантажень, що наводяться в різних джерелах, коливаються в значних межах: для паркових територій від – 30 до 150 чол./ га, для лісопаркових – від 8 до 20, для лісових – від 1 до 10 чол./га [43]. Різні природні комплекси різняться стійкістю, але

наші уявлення про їхню стійкість, як правило, не відповідають дійсності, перебільшені.

*Рекреаційна дигресія* – негативні зміни біоценозів (спрощення структури, втрата різноманітності і продуктивності), внаслідок надмірної експлуатації. Розрізняють 5 стадій дигресії з такими ключовими ознаками:

- **умовно-корінний стан:** непорушений шар лісового опаду, переважання лісових (аборигенних) видів, мережа стежок повністю відсутня;

- **слабко порушений стан:** деревостан, підлісок та підріст неушкоджені, участь нелісових видів не перевищує 10%, є поодинокі стежки, місцями фрагментується моховий ярус і опад, вибита площа не більше 5%;

- **середній ступінь деструкції:** початок усихання дерев, прогалини у ярусі підліску, повна втрата лишайниково-мохового ярусу (якщо був наявний), помітно зростає участь синантропних та лучних видів (але лісових видів більше 50%), вибита площа до 10%;

- **критичний стан:** порушені структури деревостану і підліску, значне освітлення під наметом дерев внаслідок всихання верхніх ярусів, розвивається задерніння ґрунту лучними злаками, лісових видів 10 – 50%, можлива повна відсутність чагарникового ярусу;

- **зруйнований стан:** дерева хворі або пошкоджені, панують синантропні і лучні види, розвивається ерозія ґрунтів, помітні оголені корені дерев, лісові види – біля 10%, які туляться в основному біля стовбурів, вибита площа більше 60%.

Умовно за межу стійкості лісового біоценозу приймають III стадію, проте безпечним є рекреаційне навантаження, що не перевищує другої стадії.

### **2.3. Антропогенна трансформація видового складу**

Дослідження [18] свідчать про наявність закономірностей трансформації лісових угруповань і передбачуваних напрямків, за

якими відбуваються дигресивні зміни. Так, індикативними ознаками антропогенної трансформації структури і видового складу лісової рослинності є наведений далі перелік.

### **1. Збільшення однорідності видового складу, втрата синтаксономічної, або бета-різноманітності.**

Антропогенний вплив спричиняє конвергентні процеси у рослинності. Антропофільні види мають широку екологічну валентність, тому з їх появою гомогенітет флористичного складу збільшується. Такі види неспеціалізовані у фітоценотичному відношенні. Це нівелює відмінності флористичного складу лісових угруповань, навіть ті, які зумовлені едафічно, і спостерігалися раніше на пересіченому рельєфі лісових балок. Нині в урочищі Феофанія різні типи лісу, нанесені на першу картосхему [59] рослинності цієї території, майже не відрізняються ні флористично, ні фізіономічно.

### **2. Збільшення частки експлерентів у видовому складі.**

Впровадження рослин з коротким життєвим циклом у стабільний лісовий ценоз – це наслідок гострих та хронічних антропогенних впливів. Найекспансивнішу стратегію мають однорічники зі значною насінною продуктивністю. Вони здатні вибухоподібно збільшувати чисельність і захоплювати територію. Для клімаксових угруповань – це нехарактерна життєва стратегія, таких видів там дуже мало, і їх фітоценотичні позиції нестабільні. У порушених лісах експлеренти швидко опановують вікна і прогалини. Таку стратегію демонструють усюди у досліджених лісах *Impatiens parviflora* DC., *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande, *Moehringia trinervia* (L.) Clairv., *Geranium robertianum* L., *Cardamine impatiens* L., *Lapsana communis* L., *Chaerophyllum temulum* L., *Torilis japonica* (Houtt.) DC. та ін.

### **3. Руйнування структури лісового ценозу – вертикальної (ярусної) і горизонтальної.**

Вразливість низькорослих лісових видів трав'яних рослин і мохів, зокрема до витоптування, більша, ніж високорослих трав,

чагарників і дерев. Проте зменшення зімкнутості деревного ярусу також спостерігається. Ярусна, диференційована вертикальна структура лісового ценозу внаслідок хронічного антропогенного впливу втрачається. Сухостій додатково стає осередком розмноження комах-шкідників, а послаблені дерева – грибкової інфекції. Горизонтальна структура теж втрачається – ліс фрагментується. Підлісок, лісові трави туляться групами, а між ними – ділянки з високорослими синантропними і лучними видами.

#### 4. Втрати аборигенного видового складу.

Якщо руйнування ярусу дерев характеризує в основному пізні стадії дигресії, то втрати вразливих лісових трав'яних видів розпочинаються вже за незначного рекреаційного впливу. Лісові трави теж різняться стійкістю. Домінанти (*Carex pilosa*, *Stellaria holostea*, *Lamium galeobdolon*) стійкіші, а найуразливішими видами є папороті, геофіти, весняні ефемероїди. Зменшення їх віталітету, чисельності, втрата рівноважної структури популяцій – індикативні ознаки антропогенної трансформації лісової рослинності.

#### 5. Поява у трав'яному ярусі лісових ценозів анемохорних і анемофільних видів.

Анемохорні та анемофільні види у лісі – це переважно види верхніх ярусів, бо швидкість вітру під наметом дерев різко знижується. У нижніх ярусах такі види – виключення, зосереджені вони переважно на межі лісу та відкритого простору. Поява рослин з нетиповим для щільного лісу способом запилення чи поширення діаспор вказує на зруйновані місця лісової екосистеми, а частка таких видів – надійний індикатор тривалості антропогенного впливу.

Прикладами трав'яних видів, нетипових для корінного лісу, але таких, що усюди трапляються у міських лісах, є, зокрема:

- *Torilis japonica*, *Geum urbanum* L., *Chaerophyllum temulum*, *Galium aparine* L. – епізоохори;
- *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Phalacrolooma annuum* (L.) Dumort., *Lapsana communis*, *Mycelis muralis* (L.) Dumort. та інші представники *Asteraceae* – анемохори;

· *Impatiens parviflora*, *Xanthoxalis dillenii* (Jacq.) Holub – автомеханохори.

#### 6. **Експансія адвентивних видів.**

Адвентивні види занесені нещодавно (кенофіти) і їх поширення у лісах (і не тільки) пов'язане виключно з людиною. Як правило, адвентивні види з'являються на пізніх стадіях деструкції лісу. Подібна до адвентивних видів, і залежна від людини категорія – інтродуценти. Поява у деревостані *Quercus rubra* L., *Acer saccharinum* L. – результат насаджень, а для деяких агресивних видів-трансформерів – подальшого самовідновлення і експансії на нові території.

Частка адвентивних видів – індикатор ступеня антропогенних змін лісової рослинності [87]. Більшість кенофітів у лісах мають північно-американське походження (*Acer negundo* L., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Conyza canadensis*, *Phalacrolooma annuum*, *Xanthoxalis dillenii*, *Robinia pseudoacacia* L., *Bidens frondosa* L.). Менша частина видів мають інше походження: *Galinsoga parviflora* Cav. – південно-американського, а *Impatiens parviflora* – центрально-азійського походження.

#### 7. **Збільшення рясності видів-нітрофілів.**

Руйнування структури лісового ценозу та зростання рівня освітлення, поєднуючись із вологим лісовим мікрокліматом, позначається на процесах колообігу речовин, призводить до швидшого розкладання і мінералізації багаторічних інертних форм органічного нітрогену, вивільнення його у доступній, швидко засвоюваній рослинами формі. Відбувається відносно (пов'язане не із надходженням ззовні, а перерозподілом) збагачення ґрунту на рухливі форми нітрогену. Отже, нітрофіли у лісах – не лише індикатор багатих ґрунтів, а й показник рекреаційного навантаження, засмічення лісу. Нітрофілами є практично усі лісові бур'яни, а також інші види, що трапляються, але менш рясно, у вільшняках, вологих тінистих лісах – *Sambucus nigra* L., *Glechoma hederacea* L., *Urtica dioica* L., *Scrophularia nodosa* L. та ін.

## 8. Поява у широколистяних лісах лучних видів, переважно злаків.

Лучні види – світлолюбні, опановують у лісі галявини, стежки і т.п. Конкурентну перевагу лучним видам перед лісовими дає руйнування деревного ярусу, витоптування, а особливо ущільнення ґрунту. Лучні види швидко ростуть, витісняють лісові. Пружні стебла злаків стійкі до витоптування, а мичкувата коренева система добре пристосована до перехоплення вологи. Лучні види – не ключовий, але допоміжний, індикатор рекреаційного перевантаження. Серед них можна назвати злаки (*Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Poa pratensis* L.), а також види із сланкими стеблами (*Polygonum aviculare* L., *Lysimachia nummularia* L.).

На рис. 2.1 наведений перелік видів індикативних ключових груп антропогенної трансформації лісової рослинності.

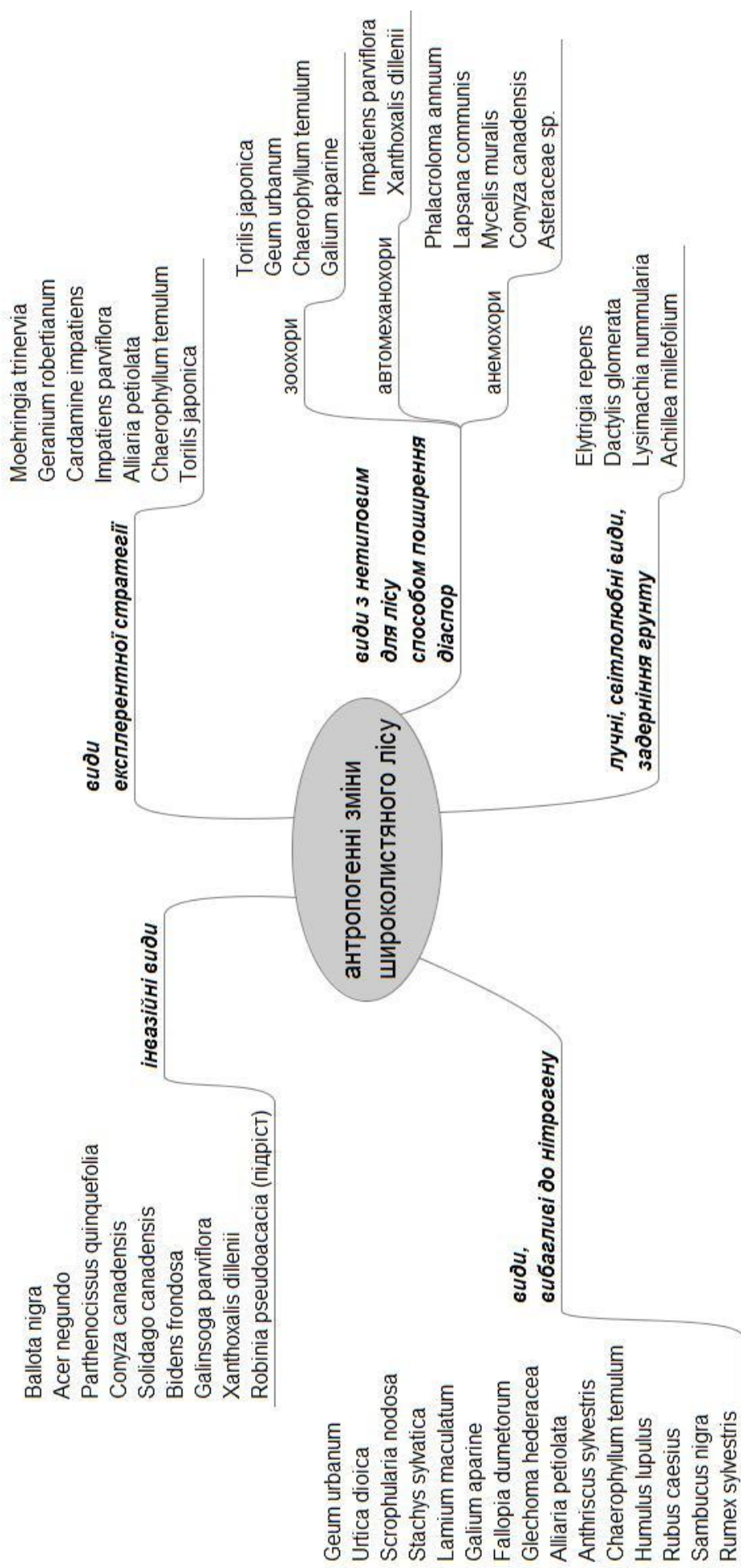


Рисунок 2.1 – Основні групи видів-індикаторів антропогенної трансформації лісової рослинності

## 2.4. Стадії антропогенної трансформації широколистяних лісів

Класифікація стадій антропогенної трансформації рослинності є найгрунтовнішою з використанням ознак видового складу фітоценозів.

Перераховані нижче стадії, виділені на основі синтаксонів еколого-флористичної класифікації, формують чітку паралель до стадій дигресії, що традиційно виділяють у лісовій рекреалогії.

Межі зазначених стадій антропогенної трансформації визначаються якісними змінами флористичного складу та рясності індикативних екологічних груп видів. Тому стадії антропогенної трансформації лісової рослинності ми назвали за групами видів (стадія геофітів (умовно-корінна), експлерентів, анемохорів та адвентів), які їх діагностують.

1. **Стадія *Dryopteris filix-mas*** (стадія геофітів, або умовно-корінна) характеризується траплянням вразливих лісових видів – серед них папороті, геофіти (*Polygonatum multiflorum*, *Majanthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt, *Viola mirabilis* L., *Paris quadrifolia*), весняні ефемероїди;

2. **Стадія *Impatiens parviflora*** (стадія експлерентів, або помірно-трансформованих ценозів) – характеризується збільшенням рясності лісових експлерентів (*Impatiens parviflora*, *Geranium robertianum*, *Chaerophyllum temulum* та ін.). Цю стадію можна ділити на дві: за слабшого впливу (2а) – зберігаються вразливі лісові види, за інтенсивного (2б) – вразливі лісові види рідшають і зникають;

3. **Стадія *Stenactis annua*** (стадія анемохорів) – характеризується появою у ярусі трав'яних видів анемохорів (*Phalacrolooma annuum* (= *Stenactis annua* (L.) Cass.), *Artemisia vulgaris* L.), епізоохорів – *Galium aparine*, *Torilis japonica* та ін. Зберігаються лише стійкі лісові види – переважно домінанти, а також добре

приспособані до витоптування низькорослі, сланкі, розеткові види. За слабшого впливу (3а) – деревостан зімкнутий, у підліску трапляються лісові види (*Euonymus europaea* L., *Corylus avellana* L.), за інтенсивного (3б) – деревостан деградує, зріджується.

4. **Стадія *Ballota nigra* (стадія адвентів)** – характеризується появою адвентивних видів (*Parthenocissus quinquefolia*, *Conyza canadensis*, *Solidago canadensis* L., *Bidens frondosa*, *Galinsoga parviflora*, *Acer negundo*). Крім адвентивних, з'являються лучні види (*Dactylis glomerata* L., *Elytrigia repens*, *Taraxacum officinale* Wigg. aggr., *Achillea submillefolium* Klokov & Krytzka, *Ranunculus acris* L.). Лісові трави туляться біля стовбурів і у затінку. З'являються діагностичні види класу *Artemisietea* – *Artemisia* sp., *Arctium* sp., *Tussilago farfara* L., *Rumex obtusifolius* L. та діагностичні види класу *Robinietaea* – *Chelidonium majus* L., *Robinia pseudoacacia*.

На рис. 2.2 показано схему, що відображає послідовні стадії антропогенної трансформації широколистяних лісів та індикаторні групи видів, що діагностують межі цих стадій.

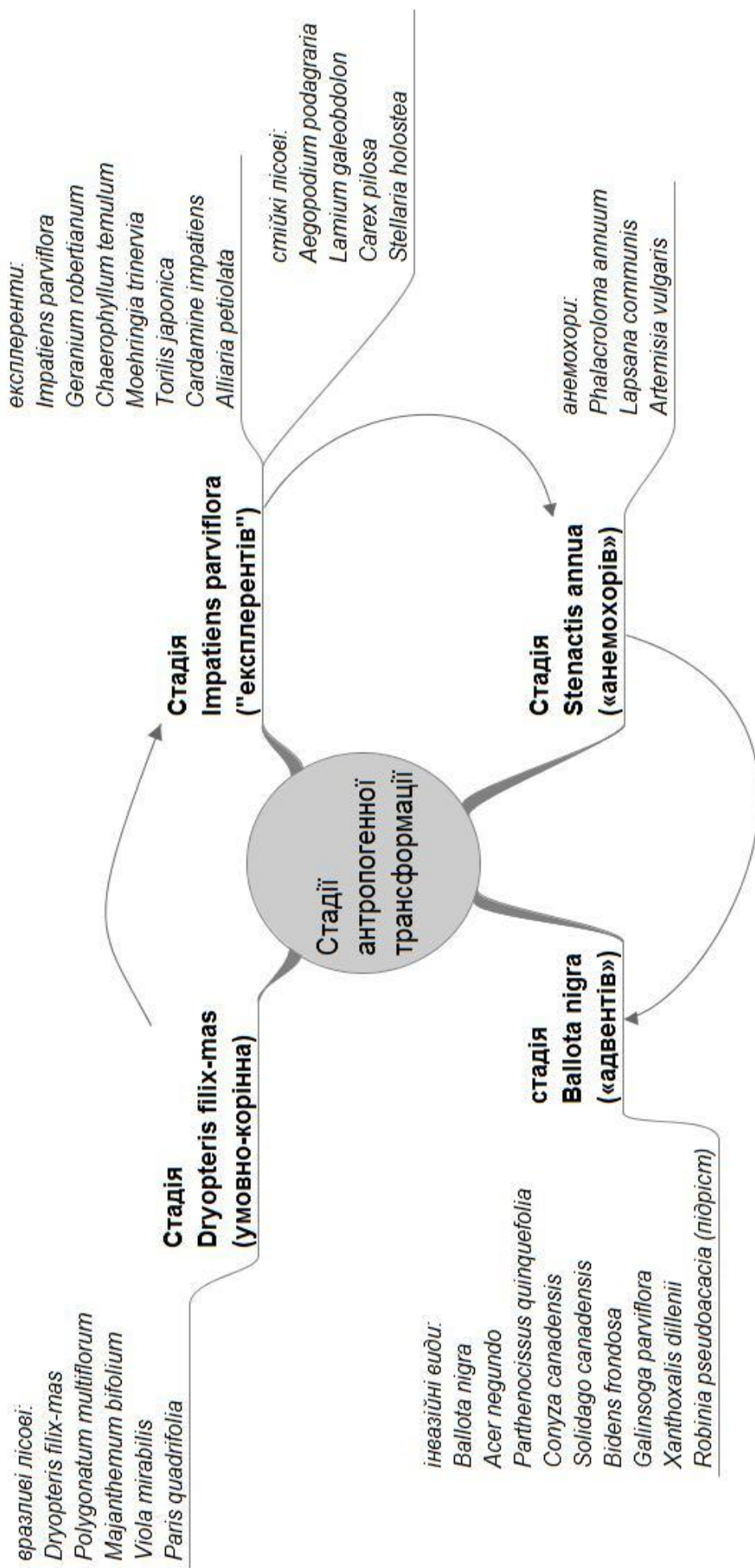


Рисунок 2.2 – Стадії антропогенної трансформації широколистяних лісів та їх діагностичні види

Процес антропогенної трансформації у наведеному вище ряду має щонайменше три вектори змін:

1. **рудералізація** – збільшення рясності експлерентів (*Moehringia trinervia*, *Geranium robertianum*, *Impatiens parviflora*, *Alliaria petiolata*, *Chaerophyllum temulum*, *Fallopia dumetorum* (L.) Holub, *Torilis japonica*);

2. **адвентизація** – збільшення чужинності видового складу, частки видів-неофітів (*Xanthoxalis dillenii*, *Bidens frondosa*, *Impatiens parviflora*, *Phalacrolooma annuum*, *Solidago canadensis*);

3. **апофітізація** – збільшення кількості і рясності лісових апофітів (*Geum urbanum*, *Lamium purpureum* L.).

## **2.5. Антропогенні зміни структури та екологічних режимів лісових ценозів**

Досліджуючи антропогенні зміни лісової рослинності, звертають увагу перш за все на зміни флористичного складу та ярусної структури. Але антропогенна трансформація лісових угруповань неодмінно призводить також до змін екологічних (мікрокліматичних) режимів за природними факторами, що доводить фітоіндикаційний аналіз. Ці зміни, хоча вони і не стосуються антропогенного впливу безпосередньо, але інформативні, зокрема, як додатковий критерій до основних методів оцінки антропогенного навантаження, про які піде мова далі (розділи 3.4 – 3.8).

Ми використали екологічні шкали, розроблені для української флори [32; 96]. Були розраховані показники екофакторів для кожного опису (таблиця А.1). Потім були визначені агрегатні показники екологічних амплітуд синтаксонів – описи групували за належністю до синтаксонів, що є маркерами послідовних стадій антропогенної трансформації лісової рослинності. Середні значення екофакторів для описів з різних синтаксонів помітно відрізняються: антропогенна трансформація лісової рослинності призводить до нітрифікації та геліофітізації.

У таблиці 2.1 наведені середні значення фітоіндикаційних оцінок за провідними природними екофакторами синтаксонів лісової рослинності, що знаходяться на різних стадіях антропогенної трансформації, а також співвідношення у їх флористичному складі видів різних життєвих форм та еколого-ценотичних груп.

Таблиця 2.1 – Спектри біоморфологічної, еколого-ценотичної структури та фітоіндикаційна оцінка екологічних режимів синтаксонів лісової рослинності на різних стадіях антропогенної трансформації

Син-таксон	S	Ярусні, еколого-ценотичні показники		Фітоіндикаційні показники			
		ДЧТ	ЕЦС	Hd	Rc	Nt	Lc
1	28	73 / 45 / 77	73 / 6 / 16 / 4	12,04± 0,08	7,98± 0,05	6,9± 0,09	4,55± 0,12
2	26	61 / 41 / 80	69 / 7 / 21 / 3	11,82± 0,12	7,98± 0,17	6,72± 0,35	5,05± 0,23
3	32	61 / 49 / 82	56 / 13 / 27 / 4	12,05± 0,11	8,05± 0,04	7,18± 0,04	5,44± 0,18
4	37	26 / 16 / 96	31 / 23 / 38 / 7	11,91± 0,19	8,01± 0,14	7± 0,26	6,4± 0,14

Умовні позначення: номери синтаксонів (1-4) відповідають синтаксономічній схемі, S – середня кількість видів на опис (альфа-різноманіття), ДЧТ – середня зімкнутість (покриття) у ярусах дерев / чагарників / трав відповідно, ЕЦС – співвідношення (спектр) еколого-ценотичних груп лісових / лучних / синантропних / узлісних видів відповідно; екофактори: Hd – вологість, Rc – кислотність, Nt – вміст нітрогену, Lc – світловий режим. Для екологічних факторів наведені довірчі інтервали середнього при рівні значимості  $p = 0,05$

Аналіз табл. 2.1 дозволяє зробити певні узагальнення.

**1. За слабого антропогенного навантаження видове багатство (альфа-різноманітність) зростає, за сильного – знижується.**

Антропогенний вплив збагачує антропофітами угруповання. Як наслідок, середня кількість видів у фітоценозах спочатку збільшується, бо аборигенні види за слабого впливу теж зберігаються. Так, менш порушені і доволі бідні у флористичному відношенні широколистяні ліси (синтаксони 1 та 2) мають 26–28

видів на опис, у той час, як на стадії анемохорів (var. *Phalacrolooma annuum*) – видове багатство складає 32 види/опис.

## **2. Руйнування ярусної структури лісового ценозу призводить до зростання щільності нижніх ярусів через зростання освітлення.**

Цей факт підтверджує зміна середнього значення зімкнутості деревостану, яке зазвичай фіксується при виконанні геоботанічних описів лісової рослинності. Наприклад, у var. *Dryopteris filix-mas* – 73%, у var. *Phalacrolooma annuum*, що формується за більшого рівня рекреаційного навантаження – 61%, у com. *Ballota nigra* – лише 26%. Подібна тенденція спостерігається і для чагарникового ярусу: для перших трьох стадій зімкнутість у ярусі чагарників (підріст та підлісок) – 45%, 41% та 49%, а на четвертій стадії – значно менше, лише 16%. Водночас це призводить до зростання загального покриття у трав'яного ярусу, який стає щільнішим (і вищим): у var. *Dryopteris filix-mas* – 77%, у var. *Phalacrolooma annuum* – 82%, у com. *Ballota nigra* – 96%.

## **3. Антропогенна трансформація призводить до змін еколого-ценотичної структури угруповань.**

Так, за даними табл. 2.1, еколого-ценотичний спектр (ЕЦС) у синтаксонів від 1-го до 4-го, які відповідають різним стадіям антропогенної трансформації, змінюється таким чином:

- частка лісових видів зменшується приблизно у 2 – 2,5 рази: у var. *Dryopteris filix-mas* їх частка 73%, у var. *Phalacrolooma annuum* – 56%, у com. *Ballota nigra* – 31%;

- частка лучних видів загалом невисока, але зростає відносно початкової приблизно у 4 рази: у var. *Dryopteris filix-mas* їх частка лише 6%, у var. *Phalacrolooma annuum* – 13%, у com. *Ballota nigra* – 23%;

- частка апофітів зростає приблизно у 2 рази: у var. *Dryopteris filix-mas* їх частка 16%, у var. *Phalacrolooma annuum* – 27%, у com. *Ballota nigra* – 38%;

- частка узлісних видів незначна, але трохи збільшується (приблизно у 1,5 – 2 рази) внаслідок збільшення світлового режиму: у *var. Dryopteris filix-mas* їх частка 4%, у *com. Ballota nigra* – 7%.

#### **4. Рівень антропогенного навантаження корелює з рясністю видів-нітрофілів і фітоіндикаційним показником Nt.**

Однією із ознак рекреаційного навантаження є збільшення кількості і рясності видів, вибагливих до нітрогену – *Urtica dioica*, *Humulus lupulus* L., *Sambucus nigra*, *Leonurus villosus* Desf. Ex D'Urv., *Artemisia vulgaris*, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Rubus caesius* L. та ін. Це ми пов'язуємо із швидким переходом органічного нітрогену, недоступного для рослин, у неорганічну, розчинну форму. З табл. 2.1 видно, що показник Nt зростає від 1-го до 4-го синтаксону. Одночасно в цьому ж напрямку зростає показник Lc (світловий режим), бо процеси нітрифікації корелюють із вологістю та світловим режимом.

#### **5. Антропогенна трансформація призводить до змін фітосоціологічної структури угруповань.**

Спостерігається збільшення у видовому складі частки діагностичних видів синантропних класів, зокрема, в угрупованнях класу *Quercus-Fagetea* найбільш індикативними щодо ступеня і переважного напрямку процесів антропогенної трансформації є діагностичні види класів *Galio-Urticetea*, *Artemisietea*, *Robinietea*. Ці класи позначають головні вектори антропогенної трансформації міських лісів (рис. 2.3). Діагностичні види зазначених синантропних класів з'являються завжди внаслідок антропогенної трансформації угруповань класу *Quercus-Fagetea*, але співвідношення їх буває різним. Так, експансії видів *Artemisietea* найбільше сприяють рубки лісу, *Galio-Urticetea* – фактор рекреації, а *Robinietea* – фактор фрагментації, оскільки діагностичні види останнього класу найбільш численні там, де ліс знаходиться біля доріг, при цьому лісові угруповання займають невеликі площі, особливо що стосується парків, а також привабливих для рекреації місць у межах міста з надмірною кількістю відвідувачів.

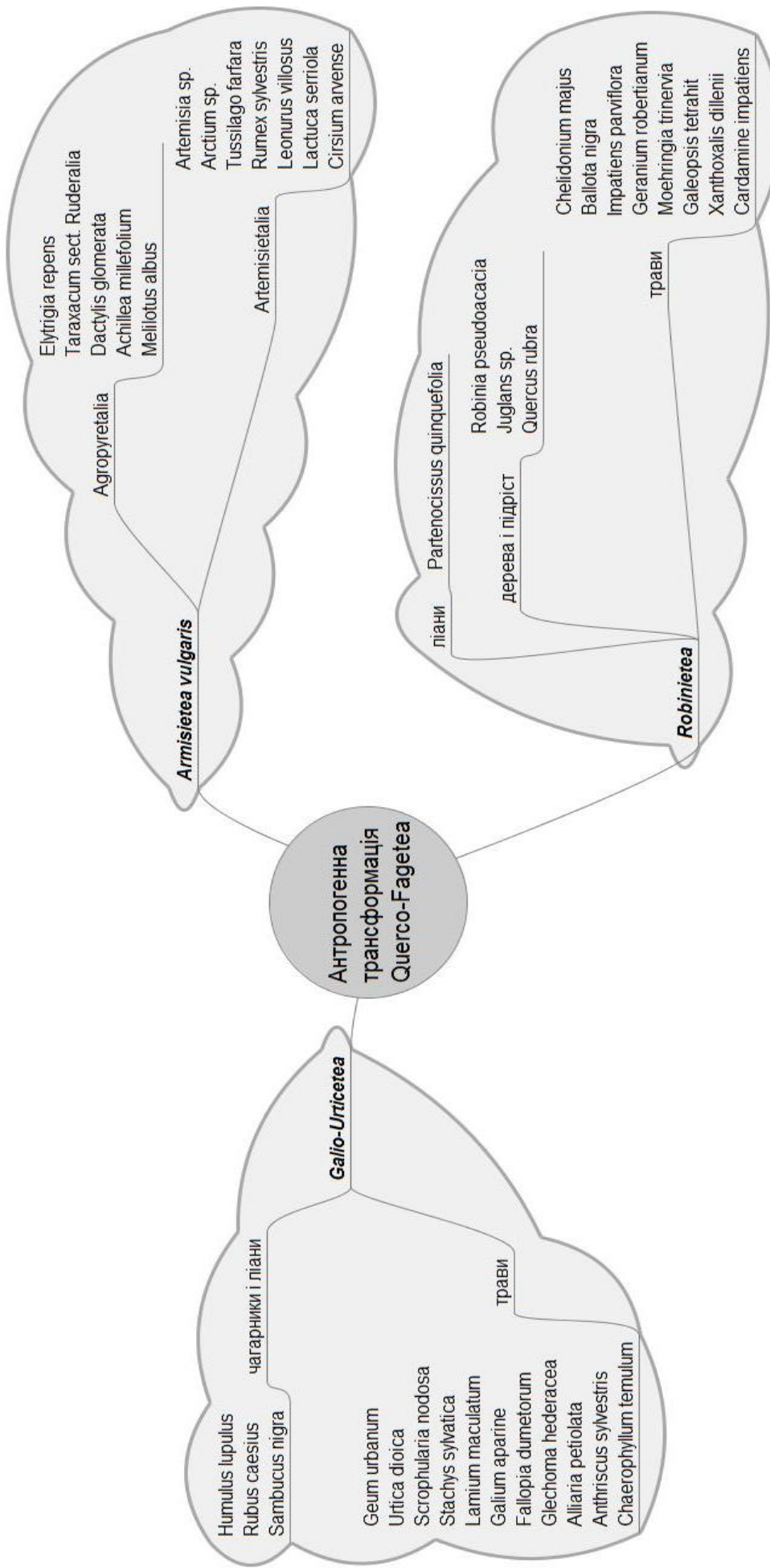


Рисунок 2.3 – Класи синантропної рослинності, що характеризують головні напрямки антропогенної трансформації угруповань класу *Quercus-Fagetum*

## Розділ 3. ФІТОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

### 3.1. Метод фітоіндикації

*Фітоіндикація* – це різновид біоіндикації, оцінка середовища (місцезростання) з використанням рослин (рослинності). Різноманітність методів біоіндикації відображає схема [31]. Біоіндикація має декілька рівнів – як індикатор можуть використовуватися ознаки організму, популяції, біоценозу.

Метод фітоіндикації широко застосовується [6; 32; 45; 52]. Він швидкий (дозволяє за обмежений час охопити великі території), простий (економний і не трудомісткий), універсальний.

У фітоіндикації розрізняють два основних напрямки [31]:

- *аутофітоіндикація* – використання окремих рослин як індикаторів (оскільки кожен вид має особливу екологічну амплітуду, то зростання певного виду характеризує екотоп);
- *синфітоіндикація* – використання рослинних угруповань як індикаторів (оскільки більшість видів мають широку амплітуду, то не окремий вид, а сукупний видовий склад фітоценозу є надійнішим індикатором).

Основні положення синфітоіндикації наступні:

- кожен вид має унікальну екологічну амплітуду;
- кожен вид, незалежно від інших, реагує на умови місцезростання;
- трапляння видів має імовірнісний характер;
- види, які мають близькі екологічні амплітуди, частіше співтрапляються.

Процес фітоіндикації здійснюється у декілька етапів:

- розробка екологічних шкал, у яких на градієнті кожного екологічного фактору окремим видам призначають бал, в залежності від положення їх оптимуму (оптимумні екологічні шкали) чи амплітуди (амплітудні екологічні шкали);

- збір польових даних (традиційно – геоботанічні дослідження типових фітоценозів або метод трансект);
- розрахунки показників екологічних факторів для фітоценозів за видовим складом та з використанням екологічних шкал;
- подальший аналіз: пошук кореляцій між екологічними факторами; градієнтний аналіз, побудова ординаційних діаграм.

Основою ґрунтовних фітоіндикаційних досліджень є база даних екологічної, флористичної та фітоценотичної інформації, яка містить щонайменше такі інформаційні блоки (модулі):

- таксономічний;
- екологічних характеристик видів (екологічні шкали);
- флористичний склад геоботанічних описів;
- дані щодо характеристики місцезростань.

Вперше екологічні шкали для оцінки місцезростання за комплексом видів використав Л.Г. Раменський [68]. Цей напрямок набув подальшого розвитку у послідовників його школи [74; 85; 86] – поповнювалися екологічні шкали, вдосконалювалися методики розрахунків.

Новим базисом для фітоіндикації стала популяризація в СРСР еколого-флористичного методу класифікації рослинності [53]. За колишнього домінантного підходу, видовий склад фітоценозів фіксувався неповністю і розрахувати показники екофакторів за комплексом видів було неможливо. Окрім того, види-домінанти найчастіше мають широку амплітуду і тому менш надійні для оцінки. Еколого-флористичний метод класифікації використовує повний видовий склад фітоценозів та значення рясності (покриття) видів, і, таким чином, дає можливість оцінити екологічні фактори ґрунтовно і кількісно.

В Україні найвагомий вклад у розвиток методики синфітоіндикації зроблений Я.П. Дідухом. Ним була запропонована методика уніфікації екологічних шкал, узагальнено досвід використання екологічних шкал, запропоновано низку нових

прийомів екологічного аналізу рослинності [32], адаптовані і доповнені екологічні шкали для української флори [96].

За принципом укладання екологічні шкали можна поділити на оптимумні (точкові) й амплітудні (діапазонні). У першому випадку для кожного виду вказується один бал (значення) екологічного фактору, який відповідає оптимуму. У другому випадку вказуються два значення – мінімальне та максимальне значення екофактору, за яких може зростати вид. Оптимумні шкали більш зручні для градієнтного аналізу, але у разі їх використання втрачається частина інформації про широту амплітуди.

Найпоширеніші та найвідоміші такі екологічні шкали.

Шкали Л.Г. Раменського – найдетальніші з точки зору врахування ознак рясності-покриття: різні бали наводяться для різних значень проективного покриття, також є градація для різних фізико-географічних зон. Вологість має 120 градацій, 20 градацій – змінність зволоження, 30 – багатство і засоленість ґрунту, 10 – алювіальність, 10 – пасовищна дигресія [69].

Шкали Д.М. Циганова, розроблені для лісової зони [86], охоплюють 2,3 тисячі видів. У них, окрім едафічних, наведені кліматичні фактори (Т<sub>m</sub> – термоклімат; К<sub>n</sub> – континентальність; О<sub>m</sub> – аридність/гумідність; С<sub>r</sub> – кріорежим). Кількість градацій за різними факторами коливається від 9 до 23.

Шкали Г. Елленберга, розроблені для Центральної Європи [97; 98], охоплюють 2,5 тисячі видів рослин. Наводяться: F – зволоження; N – багатство ґрунтів; R – кислотність; L – освітленість; T – термоклімат (терморезим); K – континентальність. Більшість екофакторів мають 9 градацій, окрім зволоження, де максимальний бал становить 12.

Шкали Е. Ландольта [111] містять відомості про близько 3,4 тис. видів центральноєвропейської флори. Крім традиційних едафічних факторів (зволоження ґрунтів, кислотність, багатство ґрунтів), ще наводяться гумусність і гранулометричний склад. Усі фактори мають по 5 градацій.

Шкали Я.П. Дідуха [96] охоплюють 3,3 тис. видів, поширених у флорі України та за її межами. У них наводиться 12 екологічних факторів (7 едафічних, 4 кліматичних та світловий режим). За принципом укладання ці шкали належать до амплітудних. Кількість градацій за різними факторами коливається від 9 (світловий режим) до 23 (вологість).

Для оцінки місцезростання у разі використання оптимумних шкал розраховують середнє значення балів екологічних шкал для видів конкретного фітоценозу. Враховують лише види присутні у фітоценозі і у шкалах – якщо таких видів мало, розрахований екологічний статус фітоценозу може бути ненадійним.

Найчастіше рахують середнє арифметичне, зважене рясністю видів:

$$F = \sum(k_i * x_i) / \sum k_i \quad (3.1)$$

де  $F$  – значення певного екофактору (статус) для опису (фітоценозу),  $x_i$  – бал екофактору для  $i$ -виду,  $k_i$  – значення покриття (рясності)  $i$ -виду у фітоценозі.

З використанням амплітудних шкал оцінка місцезростання проводиться методом обмежень [69]. Окремо виписують мінімальні і максимальні значення для кожного виду. Будують впорядкований ряд мінімальних значень у порядку убубання, починаючи з найбільшого. І поруч, у другій колонці, ряд максимальних значень у порядку зростання. Екологічною оцінкою місцезростання буде та пара (мінімум – максимум), яка має найменший інтервал (різницю) між значеннями у двох колонках.

Технічно такий метод складний, тому розрахунки синфітоіндикації зазвичай проводять з використанням оптимумних шкал, а для амплітудних шкал – спочатку їх трансформують у оптимумні знаходженням напівсуми максимального і мінімального балу амплітудної шкали, а потім роблять розрахунок за формулою 3.1 як звичайно.

Метод фітоіндикації піддавався критиці [55]. Але нині його переваги беззаперечно визнаються. Універсальність і простота оцінки

за методикою фітоіндикації повністю виправдовують її наближеність (у порівнянні із точними фізико-хімічними методами оцінки).

Проте в історичному аспекті ключові моменти, навколо яких точилися дискусії, варто згадати. Фактори, що впливають на неточність фітоіндикаційної оцінки, можна поділити на дві групи – методичні (технологічні) та методологічні.

Перші стосуються екологічних шкал – проблеми неповноти шкал, синоніміки видів, різного масштабу шкал для різних екофакторів, різного переліку екофакторів у різних авторів. Слабким моментом, про який часто згадують, є неповнота екологічних шкал, що впливає на розрахований статус (середнє) для фітоценозу. Неповнота стосується і переліку екологічних факторів, представлених у шкалах. У більшості шкал представлені найважливіші для рослин – вологість, багатство ґрунтів, світловий режим та ін.

Використання шкал ускладнює різна кількість балів за різними факторами (у різних авторів – за одним і тим же фактором). Небажана як надлишкова деталізація шкали (у Л.Г. Раменського – 120 градацій зволоження), що створює ілюзію точності, так і мала кількість градацій (5 класів у шкалах Е. Ландольта), яка робить оцінку малоінформативною.

Зазначені технологічні проблеми усуваються шляхом уніфікації, уточнення та поповнення шкал. Бали для невідомих видів можна отримати як середнє фітоіндикаційних оцінок для фітоценозів, де ці види трапляються. Шляхом уніфікації назв видів можна скоротити кількість випадків, коли один вид згадується у шкалах під різними назвами. Що стосується неповного переліку факторів у екологічних шкалах, то, як правило, достатніми для ординаційного аналізу рослинності зазвичай є невелика кількість екологічних факторів, представлених у більшості шкал. Єдиний фактор, який нині варто обов'язково враховувати додатково, і який традиційно оминали у екологічних шкалах раніше – це антропогенний вплив.

Методологічні недоліки фітоіндикації пов'язані із нелінійною реакцією рослин на екологічні фактори. Розробка екологічних шкал без прямих (інструментальних) вимірювань у фітоценозах робить

бали надані видам відносними. Усі екологічні шкали – це шкали порядку. Знаючи, що два види мають по 4 і 5 балів за зволоженням, ми можемо лише стверджувати, що у них різні вимоги до цього фактору, але наскільки вони відрізняються, невідомо. Тому синфітоіндикація з використанням екологічних шкал – це різновид ординації, де осями виступають екологічні фактори.

Неточність фітоіндикаційної оцінки можуть посилювати додаткові фактори. У фітоценозі, особливо такому, що перебуває у нерівноважному стані чи нещодавно сформованому, завжди є випадкові види. Відкинути їх при фітоіндикації неможливо. Відомий також факт «регіональності» екологічних шкал – вони найкраще працюють у тому регіоні, для якого вони створювалися, бо види по-різному поведуть себе в різних кліматичних і біотичних умовах. Біотичні фактори (конкуренція, алелопатичні взаємодії і т.п.) при розробці шкал не враховуються, але на видовий склад суттєво впливають.

Стенотопних видів, які були б кращими індикаторами, загалом мало, а нині їх трапляння – рідкість. Тому неточність фітоіндикаційної оцінки для фітоценозів збідненого видового складу та таких, що складаються переважно з евритопних видів, значна – фактичне значення екофактору для фітоценозу «плаває» у широкому діапазоні, де амплітуди евритопних видів перекриваються.

У розрахунках синфітоіндикації для зважування видів беруть рясність (покриття). Це питання спірне. По-перше, з математичної точки зору розрахунок середнього арифметичного для величин, що виражені у шкалах порядку (значення рясності та бали екологічних шкал), не зовсім коректна операція – краще було б брати медіану. Проте цим нехтують. У випадку значної кількості видів у фітоценозі медіана буде близькою до середнього арифметичного, але за малої кількості видів неточність оцінки зростає. По-друге, рясність евритопних видів, як правило, більша. Таким чином, ми завищуємо вагу евритопних видів, замість стенотопних, які є кращими індикаторами, бо мають вужчу амплітуду. По-третє, для зважування видів краще спиратися на віталітет, а не на рясність. Зв'язок рясності

з оптимальністю умов неабсолютний. Так, довгокореневищні види, переважна більшість злаків і т.п. мають значну рясність практично за будь-яких умов – і оптимальних, і далеких від оптимуму, бо це наслідок їх моделі пагоноутворення, а не зростання в оптимумі чи не оптимумі.

Для екологічних шкал передбачається ортогональність (незалежність) екологічних факторів. Але реакція рослин є інтегруючою. Ацидофільний видовий склад може бути наслідком низьких температур, а ксероморфні ознаки – наслідком фізіологічної посухи (оксилофітизація). Багатство ґрунту визначається не лише вмістом нутрієнтів, а й водним режимом, кислотністю.

Отже, використовуючи як індикатори рослини чи рослинні угруповання, неможливо оцінити екологічні фактори, так би мовити, в «чистому вигляді», і в цьому відношенні фітоіндикація поступається прямим методам вимірювань. Це також потрібно враховувати при інтерпретації результатів, бо фактично осі екофакторів не є перпендикулярними, а за наявності лімітуючого фактору, доступність усіх інших факторів не має значення, і розраховані статуси фітоценозів за ними неінформативні, коливаються в широких межах.

Незважаючи на усі зазначені проблемні місця, метод фітоіндикації широко застосовується. І у відношенні швидкості, універсальності, економності та охопту території йому немає рівних.

### **3.2. Екологічні амплітуди синтаксонів**

Синтаксони, які виділяють за результатами еколого-флористичної класифікації рослинності, здебільшого характеризують настання якісних змін видового складу, зокрема, внаслідок антропогенного впливу. Тому, визначення меж окремих стадій антропогенної трансформації рослинності найґрунтовніше проводити за результатами геоботанічного дослідження та відповідно до виділених синтаксонів. Оцінка екологічних амплітуд синтаксонів на градієнті як природних факторів, так і антропогенного, дозволяє

кількісно охарактеризувати зміни параметрів навколишнього середовища внаслідок антропогенного впливу, оскільки рослинність та її флористичний склад мають нерозривний зв'язок і обумовлені умовами біотопу.

*Синтаксон (фітоценон)* – тип (сукупність) фітоценозів подібного видового складу з подібними умовами місцезростання та ценотичною структурою, який виділяється за результатами класифікації рослинності, перш за все, за флористичними ознаками. Як допоміжні, використовуються ознаки ярусної структури фітоценозів та домінування видів.

*Синтаксон* – це валідно опублікований фітоценон із встановленим рангом та положенням в ієрархічній системі класифікації рослинності певного регіону.

*Ценофлора* – це дескриптивна флористична множина, елементами якої є види об'єданого видового складу синтаксону, а вага (фітоценотична значимість) окремих видів визначається значеннями їх трапляння (константності).

Методика синфітоіндикації, крім власне оцінки місцезростань, є додатковим способом верифікації результатів класифікації рослинності. Синтаксон, як і вид, має унікальну синекологічну амплітуду – межі толерантності та оптимум.

Оцінка екологічних амплітуд синтаксонів можлива з використанням двох математичних підходів. Так, агрегатні показники для синтаксону, зокрема середнє та варіація (розмах) амплітуди, можуть розраховуватися як за описами, так і за об'єднаним видовим складом. Ми називаємо ці підходи – Q- та R-синфітоіндикацією.

*Q-синфітоіндикація* – це спосіб розрахунку агрегатних показників амплітуд синтаксонів «по горизонталі» фітоценотичної таблиці, тобто шляхом усереднення оцінок екофакторів окремих описів фітоценону. У математиці це називають макроусередненням. Такий підхід традиційний та найчастіше використовується для ординації рослинності. Його переваги наступні:

- відображає реалізовану амплітуду синтаксонів, оскільки спирається на фактичні оцінки конкретних описів;
- для описів наявна додаткова атрибутивна інформація (GPS координати і т.п.), тому можливі екологічне картування і профілювання;
- метод добре відомий у фітоценології та перевірений часом.

*R-синфітоіндикація* – це спосіб розрахунку агрегатних показників амплітуд синтаксонів «по вертикалі» фітоценотичної таблиці, тобто за списком видів та значеннями їх константності. З математичної точки зору це мікроусереднення. У випадку *R-синфітоіндикації* розрахунок проводиться знаходженням зваженого середнього арифметичного (3.1), але замість покриття (рясності) беремо константність (трапляння) та об'єднаний видовий склад синтаксону.

Переваги цього підходу полягають у наступному:

- можливість оцінити амплітуду синтаксону не маючи даних про видовий склад окремих описів (це трапляється часто, наприклад, коли у публікації наведені лише синоптичні таблиці);
- можливість оцінити потенційну амплітуду синтаксону, оскільки спирається на список спряжених видів, а не на фітоіндикаційні оцінки окремих фітоценозів (описів);
- можливість зменшити вплив випадкових факторів шляхом виключення із розрахунків видів із траплянням менше 20% (I клас константності),

Крім того, константність краще, аніж рясність (покриття), відображає оптимальність чи неоптимальність умов для зростання виду, бо є статистичним критерієм і не визначається окомірно.

У табл. 3.1 подана оцінка екологічних амплітуд 4-х синтаксонів лісової рослинності. Кожному синтаксону відповідають два рядки: верхній – значення, одержані за методики *Q-синфітоіндикації*, нижній – за *R-синфітоіндикації*. Замість ненадійних мінімального та максимального значень, які чутливі до артефактів класифікації

рослинності, особливо у крайніх описів фітоценону, амплітуди охарактеризовано величинами інтерквартильного розмаху, тобто різницею між 25% і 75% персентилями значень екофакторів.

Таблиця 3.1 – Екологічні амплітуди синтаксонів лісової рослинності, розраховані за методиками Q- та R-синфітоіндикації

Синтаксон	Hd	Rc	Sl	Nt	Lc
1	11,95 – 12,15	7,93 – 8,07	6,50 – 6,62	6,80 – 7,07	4,30 – 4,56
	11,38 – 13,12	6,00 – 8,50	6,25 – 7,75	5,75 – 8,25	3,75 – 6,25
2	11,72 – 11,94	7,89 – 8,16	6,65 – 6,79	6,51 – 7,01	4,92 – 5,16
	9,25 – 12,25	6,12 – 8,38	6,00 – 8,00	4,62 – 7,88	4,25 – 6,75
3	11,97 – 12,09	8,02 – 8,06	6,87 – 6,92	7,12 – 7,21	5,28 – 5,54
	10,75 – 13,25	6,00 – 8,20	6,12 – 8,38	5,38 – 8,12	3,88 – 6,62
4	11,76 – 12,08	7,89 – 8,12	7,05 – 7,38	6,91 – 7,00	6,41 – 6,53
	10,50 – 13,50	6,50 – 9,25	5,88 – 8,62	5,00 – 8,00	4,62 – 6,88

Примітка: Hd – вологість ґрунтів, Rc – кислотність, Sl – сольовий режим (багатство ґрунту), Nt – вміст нітрогену, Lc – світловий режим.

Екологічні амплітуди синтаксонів (табл. 3.1) відображають екологічні амплітуди переважної більшості видів, що складають основу їх флористичного складу. Так, у видовому складі синтаксонів дослідженої лісової рослинності переважають мезофіти (11 – 12 балів Hd); за кислотністю – переважають види зі значеннями Rc 7 (субацидофіти) та 9 (нейтрофіти); за сольовим режимом – 5 (мезотрофи) та 7 (семіевтрофи); за вмістом нітрогену – 5 (гемінітрофіли) та 7 (нітрофіли); за світловим режимом – 5 (гемісциофіти) та 7 (субгеліофіти) [96].

Другий важливий висновок – амплітуди синтаксонів, розраховані за методикою R-синфітоіндикації виявляються ширшими, ніж розраховані за Q- синфітоіндикації для одного й того ж синтаксону та екофактору. Це опосередковано доводить, що за R-синфітоіндикації оцінюється потенційна амплітуда синтаксону, а за Q-синфітоіндикації – реалізована (фактична), оскільки реалізовані екологічні амплітуди завжди менші за потенційні, як у видів, так і у синтаксонів.

Традиційно екологічні амплітуди синтаксонів показують графічно у координатах двох екологічних факторів і окреслюють

екологічні поля для кожного синтаксону по периметру [30; 79; 81]. Такий же принцип у відомій едафічній сітці П.С. Погребняка [60]. У випадку значного перекривання амплітуд синтаксонів аналізувати такі діаграми важко. На нашу думку, наочніше використовувати одновимірну модель – «ящик з вусами», боксплот. На ньому видно одночасно положення оптимумів синтаксонів, розмах амплітуд і викиди (нетипові описи, якщо є).

Такий тип діаграми є у більшості статистичних пакетів – Statistica, SPSS та ін. Але засоби графічної візуалізації R (<http://cran.r-project.org>) неодмінно багатші, до того ж, пакет R – некомерційний. Інформативнішими за боксплот є скрипкові діаграми (violin plots). Це варіант покращеного боксплоту і гістограми одночасно, з графіками ядерної оцінки ймовірності (kernel density plot) по боках.

На рис. 3.1 показані скрипкові діаграми, що відображають екологічні амплітуди 4-х синтаксонів лісової рослинності урочища Феофанія за фактором вологості (Hd). Для їх побудови ми використали пакет Beanplot [105].

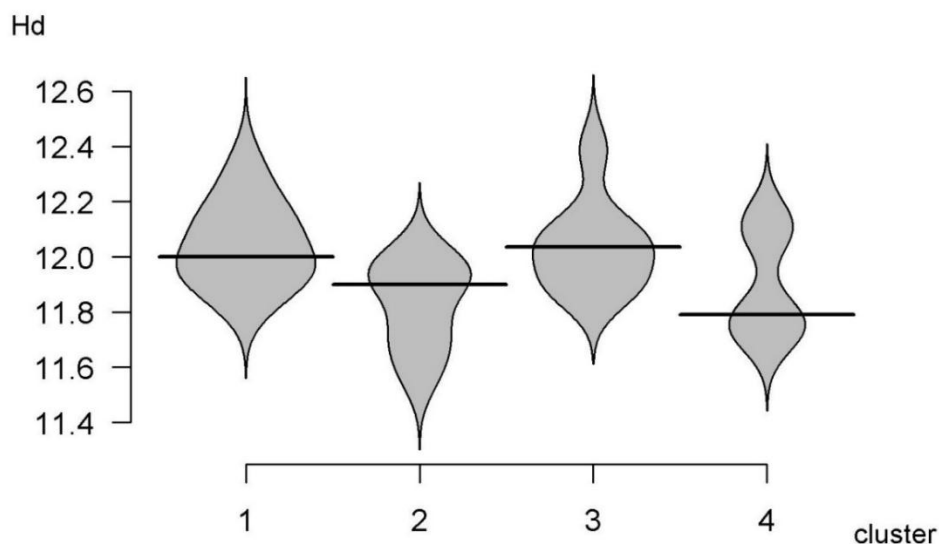


Рисунок 3.1 – Екологічні амплітуди синтаксонів лісової рослинності за фактором вологості (Hd)

Горизонтальні лінії на діаграмах відповідають медіанам (оптимумам) синтаксонів. Сіру зафарбовану частину обмежують з

обох боків два графіки ядерної оцінки ймовірності, розташовані білатерально-симетрично: чим товщий графік на горизонтальному зрізі при певному значенні ординати – тим більша частка описів з відповідним значенням фактору (ординати) у складі синтаксону.

Аналізуючи скрипкові діаграми, необхідно звертати увагу на:

- положення оптимумів (медіан) і широту амплітуд;
- положення розширеної частини (моди);
- симетричність чи асиметричність амплітуд;
- наявність «хвоста» (бі- чи полімодальність);
- ступінь перекривання амплітуд синтаксонів.

На рис. 3.1 бачимо, що помітної диференціації амплітуд синтаксонів лісової рослинності на градієнті вологості не відбувається – положення медіан близьке, амплітуди значною мірою перекриваються. Графіки асиметричні, а у 4-го синтаксону – чітко видно дві моди. Ширина амплітуд – близько 1 балу використаної шкали Hd, а положення медіан відповідає балу 12 (мезофіти).

На рис. 3.2 показані екологічні амплітуди тих же самих синтаксонів за фактором світлового режиму (Lc).

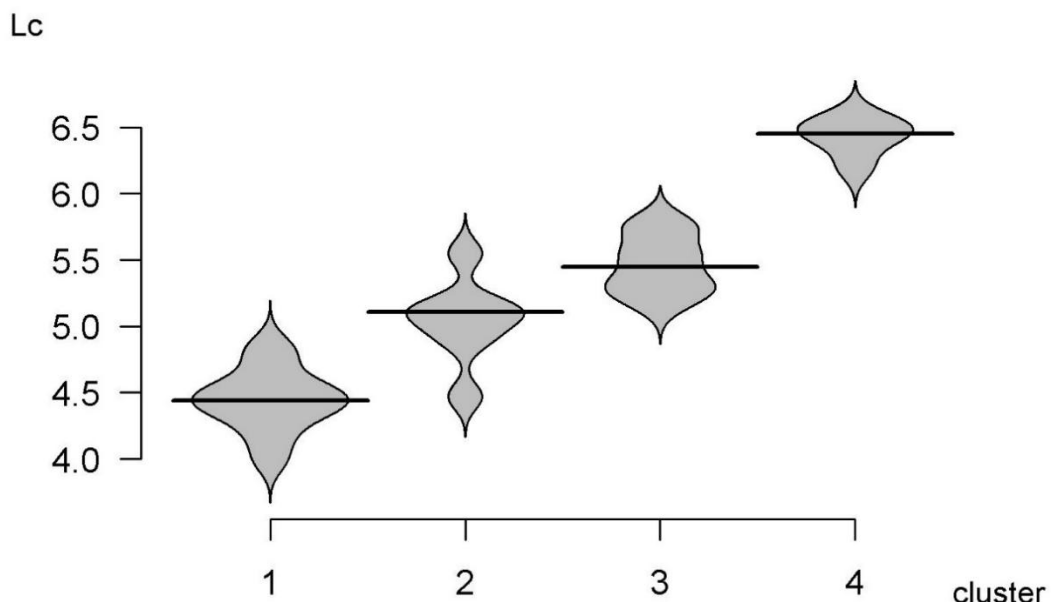


Рисунок 3.2 – Екологічні амплітуди синтаксонів лісової рослинності за фактором світлового режиму (Lc)

На градієнті цього фактору, на відміну від вологості, спостерігаємо чітку диференціацію синекологічних амплітуд. Фактор світлового режиму у лісах із сформованою ярусною структурою є лімітуючим для нижніх ярусів. Це пояснює його провідне значення у відношенні диференціації видового складу та розмежування амплітуд синтаксонів (рис. 3.2).

Положення оптимумів синтаксонів відрізняється приблизно на 0,5 – 1 бал шкали Lc. Амплітуди синтаксонів частково перекриваються лише у хвостовій частині. Оскільки синтаксони є маркерами послідовних стадій антропогенної трансформації, то рис. 3.2 наочно підтверджує зазначений раніше (розділ 2.5) тренд зміни від гемісциофітного до субгеліофітного видового складу у напрямку дигресивних змін лісової екосистеми та збільшення антропогенного впливу.

### **3.3. Фітоценотичні індикатори антропогенного впливу**

Антропогенний тиск на природу, створення штучних екотопів, синантропізація нині відбуваються практично усюди, а в урбанізованому середовищі вони відіграють провідну роль, визначають фрагментацію екосистем і напрямки антропогенної трансформації рослинності. Дослідженню процесів антропогенної трансформації флори і рослинності присвячена значна кількість зарубіжних і вітчизняних робіт [2; 8; 11; 22; 23; 40; 41; 61; 75; 99; 127; 131].

Метод синфітоіндикації може використовуватися не лише для оцінки природних екологічних факторів, а й антропогенного впливу. Урешті рещт, антропогенний фактор – такий же екологічний фактор, як і інші, для яких існують екологічні шкали (вологість, кислотність і т.п.). Але історично склалося так, що шкали розроблялися для природних факторів, а не для антропогенного. Тому методіку фітоіндикації для оцінки антропогенного навантаження необхідно адаптувати [9; 42; 56; 58].

У розділі 2.5 ми розглянули зміни структури та видового складу фітоценозів, які корелюють із рівнем антропогенного навантаження. Але не усі показники можна виміряти кількісно і залучити до фітоіндикації. Розглянемо перелік ознак, які найчастіше використовують для кількісної оцінки антропогенного навантаження за спорідненими до фітоіндикації підходами.

Ступінь толерантності видів до антропогенного фактору відображає поняття *гемеробії* (гемеробності). Це здатність виду існувати та поширюватися в антропогенно-змінених біотопах. Гемеробія видів – властивість комплексна. Вона залежить від насінної продуктивності, широти екологічної амплітуди виду, тривалості життєвого циклу, особливостей біоморфи, фізіології та багатьох інших ознак. Гемеробію можна оцінити кількісно інтенсивністю та тривалістю антропогенних впливів, які витримує вид.

За класифікацією Д. Яласа та Г. Сукоппа [104; 128] розрізняють:

- **агемероби (а)** – вузькоспеціалізовані види природних угруповань, що не витримують найменшого антропогенного впливу, вони збереглися в основному на об'єктах заповідного режиму;
- **олігогемероби (о)** – вузькоспеціалізовані види угруповань, наближених до природних, здатні витримувати нерегулярний та незначний антропогенний вплив, специфічно приурочені у фітоценотичному відношенні (лісові, лучні, галофітні, петрофітні і т.д.);
- **мезогемероби (m)** – види напівприродних угруповань, витримують слабкий антропогенний вплив, складають основу сучасної природної рослинності, мають широку екологічну валентність до природних факторів, здебільшого є домінантами та співдомінантами;
- **еугемероби (е)** – види стійкі до антропогенного впливу, віддають перевагу антропогенно-зміненим біотопам, їх фітоценотична специфічність майже не виявляється; серед них розрізняють бета- (менш стійкі) та альфа-еугемероби (стійкіші) [101];
- **полігемероби (р)** – види поширені в трансформованих екотопах (промислових, селітебних і т.д.), а також спеціалізовані види

сільськогосподарських культур, інтродуценти; за життєвою стратегією – це експансивні види, що складають основну частину сучасної синантропної рослинності;

- **метагемероби (t)** – види повністю штучних екотопів (відвали, залізничні насипи і т.п.).

Більшість видів не можна чітко віднести до одного класу гемеробії, їх амплітуда охоплює два або три сусідні класи. Подібний випадок – класифікація життєвих стратегій, де крім «чистих» С-, S- та R-стратегій трапляються «перехідні» CS-, SR- і т.п. [102].

У відношенні угруповань вживається термін, аналогічний за змістом до гемеробії (видів) – гемеробіальність [56; 58]. Якщо угруповання складається із гемеробних видів, воно буде стійким до антропогенного впливу, його гемеробіальність висока.

Індекс гемеробіальності [57] враховує частку гемеробних видів у видовому складі фітоценозу:

$$I_{gem} = \sum (K * D_{gem}) \quad (3.2)$$

де  $I_{gem}$  – індекс гемеробіальності,  $K$  — коефіцієнт (бал) гемеробії видів (для антропофобних видів він від’ємний, для антропофільних – більший нуля),  $D_{gem}$  — частка в угрупованні видів кожного класу гемеробії.

Формула індексу гемеробіальності (3.2) ідентична (3.1) – знаменника тут немає, оскільки  $D_{gem}$  виражений у частках одиниці.

Підхід з використанням шкал гемеробії видів для синфітоіндикації використали Я.П. Дідух та І.В. Хом’як [33; 83]. Ними було розроблено 18-бальну шкалу гемеробії на основі врахування 12 різних загроз від людської діяльності. Потім цю шкалу автори застосували для аналізу ступеня антропогенної трансформації екосистем Словецько-Овруцького кряжа (північ Центрального, або Житомирського Полісся).

Близький до гемеробії, але протилежний за значеннями, індекс був запропонований А. Борхіді [95]. Автор називає його індексом природності (naturalness values, NV) і наводить значення для 2,5 тис. видів Угорщини. Значення NV-індексу варіює від -3 до +10 і вказує на вразливість виду (види із значенням  $NV > 6$  підлягають охороні).

Індекс природності – комбінований, у який було закладено дві класифікації – життєвих стратегій (SBT-класифікація, social behavior type) та рідкості (rarity value), і які визначають толерантність/вразливість виду щодо антропогенного фактору.

У статті [26] наведено індикативні ознаки для оцінки антропогенних змін лісових екосистем. Їх поділено на 5 груп відповідно до функціональних елементів лісового біогеоценозу (деревний, трав'яний ярус, ґрунти і т.п.) яких вони стосуються:

1. показники стану деревного ярусу (сухостій, %; пошкодженість у балах);
2. показники стану підросту та підліску (щільність підросту, шт./га; видова різноманітність (багатство); сухостій у відсотках);
3. показники стану надґрунтового покриву (проективне покриття мохів; проективне покриття злаків; витоптаність площі у відсотках);
4. показники стану рослинного компоненту в цілому (ступінь синантропізації; ступінь адвентизації; ступінь терофітизації);
5. показники стану ґрунтів (зменшення потужності ґрунтового профілю; площа виходу на поверхню материнської породи у відсотках; площа ерозійних форм рельєфу; площа нашарувань техногенних субстратів у відсотках; зменшення гумусності верхнього шару за шкалою Ландольта у балах).

Стійкість перерахованих вище компонентів лісового біогеоценозу до антропогенного впливу різна. Наприклад, деревний ярус руйнується доволі пізно, у разі значної деградації лісової екосистеми. Ґрунти теж доволі стабільний (інертний) компонент, оскільки для ерозії, втрати родючості потрібен тривалий антропогенний вплив.

Чутливі (реактивні) компоненти біоценозу інформативніші для екологічного моніторингу стану лісової екосистеми, бо дозволяють визначити вчасно критичний рівень навантаження і вжити заходів до того, як екосистема втратить здатність до самовідновлення. Так,

моховий ярус дуже вразливий, руйнується у випадку найменшого впливу, а злаки, завдяки пружності стебла, навпаки більш стійкі до витоптування.

У статті [103] проаналізовано індикативність різних ознак антропогенних змін видового складу рослинності. І хоча терміни «антропогенна трансформація», «фітоіндикація» мало вживаються західними вченими, але описана методика дозволяє розглядати її як класичний метод фітоіндикації. Наведено [103] такі індикативні ознаки:

- гемеробію (hemeroby) [94; 104; 109; 110];
- урбанітет (urbanity) – приуроченість до урбаносередовища, тенденція видів траплятися переважно в містах [101];
- рудеральність (ruderality) [102];
- стрес-толерантність [102];
- частку однорічників (annuality) у видовому складі [94];
- чужинність (xenicity) – частку чужинних видів у видовому складі.

Зазначені ознаки виміряні у різних шкалах, тому їх застосування для фітоіндикації антропогенного навантаження має однакову мету, але різні з математичної точки зору. Гемеробія, урбанітет та індекс природності – це шкали порядку та екологічні шкали у традиційному розумінні, і для них можливий розрахунок середнього та показників варіації. Чотири інші показники (рудеральність, стрес-толерантність, частка однорічників і чужинність) – не є екологічними шкалами. Ці ознаки виражені у номінальній шкалі, тому використати їх безпосередньо для синфітоіндикації (3.1) неможливо. Але на їх основі можливі підрахунки кількості (частот), співвідношень (часток) – і це також індикатори антропогенних змін, які використовуються, зокрема, для оцінки синантропізації флор.

Багато уваги приділяють питанням чужинності видів та фітоінвазій. Класифікація чужинності видів походить від робіт М. Ріклі [124], А. Теллунга [117], Я. Корнась [108], Ф.-Г. Шрьодера [126] та інших [46; 62]. Адвентивні види класифікують за трьома критеріями: часом імміграції (до чи після 1492 р.), способом занесення (ненавмисне або із культури) та ступенем натуралізації [13;

61; 126]. У видовому складі оцінюють співвідношення (частки) видів кожної категорії [8; 10], розраховують індекси адвентизації, апофітизації та синантропізації [11]. Індекс адвентизації становить частку чужинних видів від загальної чисельності спонтанних, індекс синантропізації визначається як частка синантропних видів, а індекс апофітизації – як частка апофітів.

Надійним показником та індикатором інтенсивності антропогенного впливу та ступеня антропогенної трансформації є частка однорічників (annuality) [94; 103] у видовому складі. Із посиленням антропогенного навантаження багаторічників стає дедалі менше, а кількість однорічників поступово зростає. Цей показник відомий як індекс терофітизації [1; 24; 66].

Класифікація рослинності та метод Браун-Бланке відкриває нові підходи до аналізу антропогенних змін рослинності. Фітосоціологічний спектр (ФЦС) [50], тобто процентне співвідношення видів, приурочених до різних синтаксонів [49; 93], а також індекс синантропізації, який можна оцінити часткою діагностичних видів синантропних класів, дозволяють не лише оцінити ступінь антропогенної трансформації, а ще й визначити напрямок векторів антропогенної трансформації у синтаксономічному гіперпросторі [7]. Детальніше про це піде мова у розділі 3.8.

### **3.4. Оцінка гемеробіальності рослинних угруповань**

Розглянемо застосування екологічних шкал гемеробності, урбанітету [101] та природності [95] для кількісної оцінки ступеня антропогенної трансформації рослинності на прикладі модельного об'єкту (розділ 2.1) – лісової рослинності урочища Феофанія. Хоча ці шкали, розроблялися для Німеччини [101] та Угорщини [95], через універсальність реакції рослин на антропогенний фактор та космополітний характер останнього, регіональність шкал не спостерігається і вони цілком підходять для української флори.

У першоджерелі [101] амплітуди видів за гемеробією позначені літерами, наприклад, «omb» – оліго-мезо-бета-гемеробний вид. Для фітоіндикації необхідно перевести коди класів гемеробії у кількісну шкалу, тому кожному класу гемеробії ми надали бал, відповідно до наростання антропотолерантності виду (агемероби – 1, олігогемероби – 2 і т.д.). Потім амплітудну шкалу перевели у оптимумну шляхом розрахунку напівсуми максимального та мінімального балів, наприклад, для «omb»-виду гемеробія у балах становить  $H_m = (H_{m_1} + H_{m_2})/2 = (2+4)/3 = 3$  бали.

У табл. 3.2 подана характеристика екологічних шкал, що використовуються для оцінки антропогенного навантаження за методом синфітоіндикації – гемеробія, урбанітет та природність.

Інформативність екологічної шкали визначається:

- кількістю наведених у шкалі видів;
- кількістю класів (категорій, градацій) шкали;
- рівномірністю розподілу видів між класами.

Чим більше у шкалі видів, і чим більше градацій екофактору, тим потужнішою є шкала з точки зору придатності для ординації рослинності, її роздільна здатність вища. Але ще відіграє роль розподіл кількості видів між класами (категоріями) – якщо одні класи у шкалі виразно переважають над іншими за кількістю видів, інформативність такої шкали знижується.

Таблиця 3.2 – Характеристика екологічних шкал гемеробії, урбанітету та природності

Показник	Джерело інформації	min	max	кількість видів	медіана	H-index	P-index
naturalness, NV	Borhidi, 1995 [95]	-3	10	2591	4	3,11	84%
hemeroby, H <sub>m</sub>	Frank, Klotz, 1990 [101]	1	6	2214	3	2,62	79%
urbanity, Ur	Frank, Klotz, 1990 [101]	1	5	2154	1	1,82	79%

Шкали різняться кількістю класів (градацій) – від 5 класів за показником урбанітету до 13 класів за індексом природності.

Найбільша кількість видів (2591) представлена у шкалі NV, але різниця несуттєва, оскільки тих видів, що трапляються в Україні, приблизно порівну для усіх шкал.

Важливу оцінку вирівняності шкал за показником розподілу видів між класами (ступенями) шкали дає відомий індекс Шеннона, H-index, [129] – чим він більший, тим вищу диференціюючу здатність у відношенні ординації рослинних угруповань має екологічна шкала. H-index залежить від кількості класів (категорій) і рівномірності розподілу (максимальний за вирівняного, або прямокутного розподілу) та не залежить від кількості видів у шкалі, бо спирається на частки. Шкала NV має найвищий серед трьох проаналізованих екологічних шкал індекс Шеннона ( $H = 3,11$ ). Індекс Пілу, або P-індекс [123] є нормованим варіантом індексу Шеннона. Його варто застосовувати тоді, коли необхідно оцінити лише рівномірність розподілу між класами, так би мовити, в чистому вигляді, незважаючи на кількість класів (категорій):  $P\text{-index} = H/H_{\max} = \log_2(1/N)$ , де  $H_{\max}$  – максимальне значення індексу Шеннона у випадку рівних частот класів,  $N$  – кількість класів (груп, категорій, градацій). Як бачимо, за цим показником випереджає шкала А. Борхіді, а вирівняність шкал Ur та Nm однакова.

Оскільки, бали екологічних шкал – умовна оцінка положення центрів і амплітуд видів, то референсним значенням для інтерпретації результатів фітоіндикації є значення медіани шкали. Як і нуль у шкалі температур Цельсія – це своєрідна точка відліку для оцінки напруженості екологічних факторів, у тому числі – антропогенного впливу. Але варто пам'ятати, що має значення лише порядок значень (ранги) розрахованих фітоіндикаційних оцінок описів, а не інтервали (абсолютні значення), бо екологічні шкали – шкали порядкові.

Екологічні шкали природних факторів за розподілом видів симетричні. Так, у природі мезофітів більше, ніж ксерофітів чи гігрофітів, а нейтрофітів більше, ніж ацидофітів чи базифітів і т.п., і найчисленнішим за кількістю видів є середній клас. Навпаки, шкали, що оцінюють реакцію рослин на антропогенний фактор, виразно асиметричні. Наприклад, медіана у шкалі Ur дорівнює мінімальному

значенню, тобто спостерігається чітка лівостороння асиметрія, бо урбанофобних видів значно більше, ніж урбанофільних [106; 130].

Шкали гемеробності, урбанітету та природності відображають різні аспекти пристосувальної реакції рослин щодо антропогенного фактору. Але якщо абстрагуватися від якісної складової, чи однакові за силою (інтенсивністю) відповідні реакції рослин на ці фактори? Чи однакові ординаційні ряди синтаксонів ми отримаємо з використанням цих шкал?

У табл. 3.3 наведені оцінки синекологічних амплітуд 4-х синтаксонів лісової рослинності урочища Феофанія, одержані з використанням трьох екологічних шкал антропогенного впливу. Для амплітуди кожного синтаксону наведено п'ять ключових точок – мінімальне значення, 25%-персентиль, медіана (оптимум), 75%-персентиль, максимальне значення.

Таблиця 3.3 – Амплітуди синтаксонів лісової рослинності за показниками гемеробії (Nm), урбанітету (Ur) та природності (NV)

Показник, екофактор	Синтаксон	min	q_25	q_50	q_75	max
Nm	1	2.93	3.15	3.28	3.33	3.59
	2	3.18	3.49	3.55	3.69	3.87
	3	3.6	3.69	3.79	3.89	4
	4	4.02	4.15	4.5	4.5	4.53
Ur	1	1.82	2.06	2.14	2.26	2.32
	2	2.06	2.13	2.17	2.33	2.6
	3	2.31	2.42	2.49	2.52	2.74
	4	2.37	2.4	2.61	2.71	2.8
NV	1	2.94	3.51	3.64	3.82	4.53
	2	2.33	2.95	3.07	3.36	3.67
	3	2.3	2.39	2.58	2.73	2.8
	4	1.26	1.72	1.84	2.29	2.37

Як бачимо (табл. 3.3), на градієнті гемеробії ряд монотонний:  $Nm_1 < Nm_2 < Nm_3 < Nm_4$ . Це очікуваний результат, оскільки якісний аналіз флористичного складу синтаксонів (розділи 2.1, 2.5) те ж свідчив, що вони є послідовними стадіями у напрямку зростання

антропогенного навантаження.

Такий же ряд спостерігається для урбанітету (Ur), а для NV-індексу – ряд є зворотним, бо гемеробія і природність – протилежні поняття. І хоча кожен з факторів (Hm, Ur, NV) характеризує один із проявів реакції рослин на антропогенний чинник, але екологічні ряди за цими факторами істотно корелюють, бо, наприклад, тенденція видів траплятися у містах (урбанітет) нерозривно пов'язана з антропотолерантністю (гемеробією).

Порівнюючи значення оптимумів (табл. 3.3, рис. 3.3) синтаксонів та медіан екологічних шкал (табл. 3.2), зазначимо, що виділені синтаксони більш правильно називати антропогенно-трансформованими, а не природними (хоча їх і було віднесено до класу природної рослинності *Quercus-Fagetea*). Навіть для першого синтаксону, який об'єднав лісові угруповання, що найкраще збереглися і містять найбільше аборигенних і вразливих видів, центр екологічної амплітуди перевищує медіану шкал: Hm = 3,28 > 3, Ur = 2,14 > 1, а для індексу природності навпаки (NV = 3,64 < 4). Що стосується інших синтаксонів (2, 3, 4) – гемеробіальність їх ще більша.

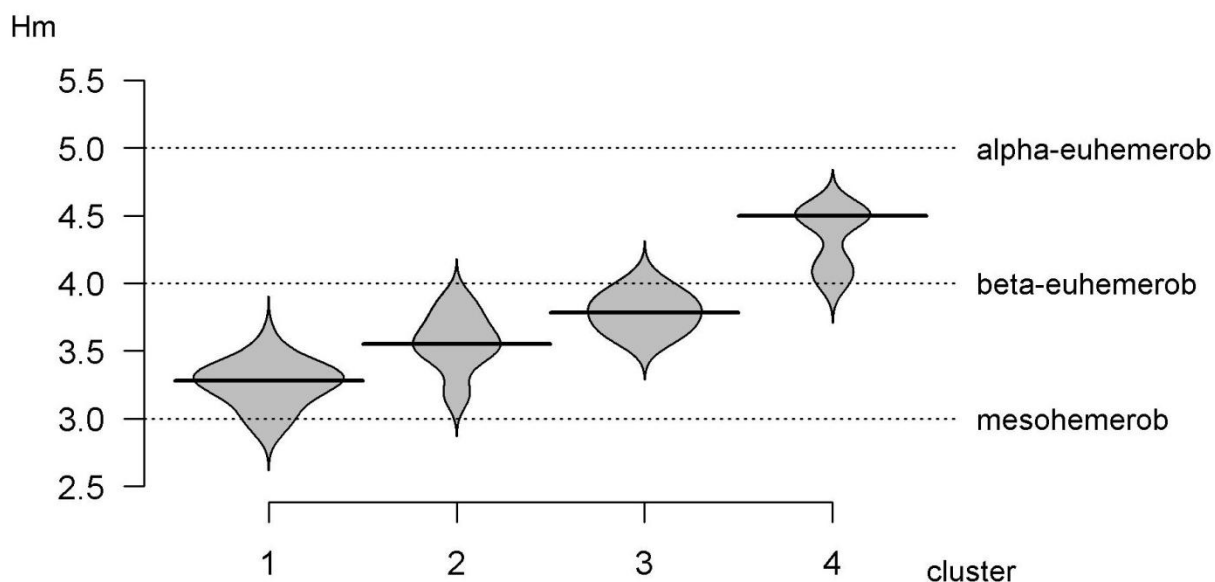


Рисунок 3.3 – Екологічні амплітуди синтаксонів лісової рослинності за фактором гемеробії (Hm)

Амплітуди синтаксонів на градієнті фактору  $H_m$  чітко відмежовані (рис. 3.3). Подібний ординаційний ряд ми спостерігали для фактору світлового режиму (рис. 3.2) та вмісту нітрогену в ґрунті. Отже, ці фактори корелюють між собою, оскільки усі вони визначаються рівнем антропогенного навантаження, яке є першопричиною.

Пунктирні лінії на рисунку відповідають балам 3, 4 та 5 шкали гемеробії (мезогемероби, бета-, альфа-еугемероби). Оптимуми амплітуд перших трьох синтаксонів розташовуються переважно між балами 3 і 4 за шкалою  $H_m$ , тобто основну частину видового складу складають мезо- та бета-еугемероби. Амплітуда 4-го синтаксону істотно відрізняється, оптимум зміщений у бік вищої гемеробіальності, що підтверджує правомірність його віднесення до синантропного класу *Robinietaea*.

### **3.5. Ординація рослинності та фітоіндикація – їх взаємозв'язок при оцінці природних факторів та антропогенного навантаження**

Якщо розмежування амплітуд синтаксонів на градієнті певного екологічного фактору є нечітким, як визначити, чи позначився той чи інший фактор на ценотичній диференціації? Чи є він впливовим, провідним?

Традиційно вплив екологічних факторів оцінюють аналізом кореляцій між значеннями екофакторів синфітоіндикації та навантаженнями (координатами) осей непрямой ординації [27; 121]. Останні залежать виключно від видового складу фітоценозів. Для ординації найчастіше використовують аналіз відповідностей (DCA) [133] та багатовимірне шкалювання [36]. Якщо навантаження корелюють із значеннями певного екофактору, говорять про впливовість останнього щодо синтаксономічної диференціації.

Кореляція між осями ординації та екологічними факторами рідко буває лінійною, і тоді оцінка взаємозв'язку повинна проводитися з використанням непараметричних методів статистики. Одним із популярних у фітоценології підходів, є використання

функції envfit [119], яка реалізує непараметричний метод, відомий як тести переставляння (permutation tests): багатовимірна регресійна модель (незалежними змінними виступають екологічні фактори, а функцією – ординаційні навантаження) тестується на основі техніки бутстрепа (bootstrapping). Продемонструємо можливості функції envfit для інтерпретації осей ординації на модельному об'єкті нашого дослідження. На рис. 3.4 показано ординаційну модель лісової рослинності урочища Феофанія, одержану з використанням непараметричного багатовимірного шкалювання [119]. Точки на графіку відповідають окремим описам, номерами (1-4) позначені синтаксони відповідно до синтаксономічної класифікаційної схеми.

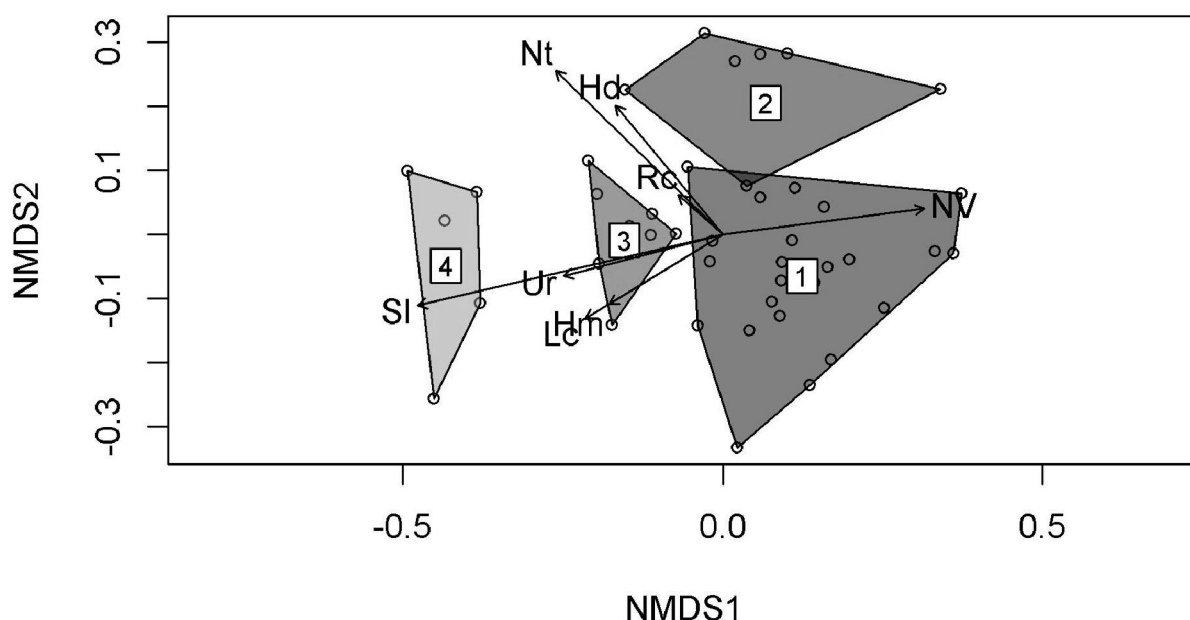


Рисунок 3.4 – Ординаційна модель лісової рослинності і вектори природних та антропогенних факторів

Уздовж першої осі розташувалися в послідовний ряд центри синтаксонів 1, 3, 4. Уздовж другої осі розмежовані лише синтаксони 1 та 2. Якщо синтаксони 1, 3, 4 відрізняються головним чином оцінками антропогенного фактору, то синтаксони 1 та 2 різняться за оцінками природних факторів (угруповання з домінуванням *Carex pilosa*, 2-й синтаксон, приурочені до стрімких схилів лісових балок, а першого синтаксону – до тальвегів).

У табл. 3.4 наведені результати оцінки зв'язку між осями ординації та екологічними факторами, одержані з використанням функції envfit.

Таблиця 3.4 – Зв'язок між екологічними факторами та ординаційними вісями багатовимірною шкалювання

Екологічний фактор	NMDS1	NMDS2
Вологість, Hd	-0,63882	0,76936
Сольовий режим, Sl	-0,97408	-0,2262
Вміст нітрогену, Nt	-0,71578	0,69832
Кислотність, Rc	-0,74906	0,6625
Світловий режим, Lc	-0,85403	-0,52023
Гемеробія, Hm	-0,85313	-0,52169
Урбанітет, Ur	-0,96795	-0,25115
Природність, NV	0,99202	0,12606

Як бачимо (табл. 3.4), з першою віссю найбільше пов'язані фактори NV (пряма, або додатна кореляція), Ur, Hm, Sl, Lc (зворотна кореляція). Таким чином, першу вісь варто пояснити антропогенним фактором (Ur, Hm), з яким корелюють природні (Sl, Lc) фактори. З другою віссю пов'язані в основному природні фактори – Nt, Hd, Rc, і диференціація синтаксонів 1 та 2 є наслідком впливу природних факторів. Оскільки екстрагування осей ординації здійснюється у порядку їх значимості (вклад першої осі більший, ніж у другої і т.д.), то на диференціації лісової рослинності урочища Феофанія нині більше позначається антропогенний вплив, ніж природні чинники.

Оцінити вплив екологічних факторів на рослинність можна за допомогою дисперсійного аналізу (ДА). Параметричний дисперсійний аналіз вимагає дотримання умов нормальності розподілу та подібності групових дисперсій (гомоскедастичності) [132]. Непараметричний варіант ДА (за Краскалом-Уоллісом) позбавлений таких обмежень, але з ним більша ймовірність недооцінити вплив фактору. Ми застосували і параметричний, і непараметричний ДА:

- нуль-гіпотеза  $H_0$ : розраховані за методом фітоіндикації бали екофакторів не відрізняються для різних синтаксонів, екофактор

не позначається на ценотичній диференціації;

- здійснимо однофакторний дисперсійний аналіз – по черзі залучимо кожен фактор (Hd, Sl, Nt, Rc, Lc, Hm, Ur, NV);
- для параметричного ДА скористаємося функцією aov стандартної інсталяції R, а для непараметричного – виконаємо тест Краскела-Уолліса (функція `kruskal.test`);
- проведемо апостеріорний аналіз (post-hoc analysis) і визначимо амплітуди яких саме синтаксонів відрізняються на градієнті певного екофактору (тести множинних порівнянь).

У табл. 3.5 наведені результати параметричного та непараметричного дисперсійного аналізу. Для параметричного ДА наводяться – значення F-статистики, рівень значимості  $P_{\text{param}}$ , результати перевірки на нормальність (тест Шапіро-Уїлка, Shapiro-Wilk normality test) та гомоскедастичність (тест Левене, Levene's test for homogeneity of variance). Для непараметричного ДА – значення KW-статистики (аналог F-статистики) та рівень значимості  $P_{\text{KW}}$ . Для виконання тесту з рандомізацією (колонка  $P_{\text{perm}}$ ) ми використали авторський скрипт P. Legendre – `anova.1way` [112].

Таблиця 3.5 – Дисперсійний аналіз впливу природних (Hd–Lc) та антропогенних (Hm–NV) факторів на синтаксономічну диференціацію лісової рослинності

Фактор	Shapiro/ Levene tests	Параметричний ДА		Непараметричний ДА		Тести переставляння $P_{\text{perm}}$	Пари* синтаксонів, амплітуди яких розмежовані
		F-stat.	$P_{\text{param}}$	KW-stat.	$P_{\text{KW}}$		
Hd	+/+	4,25	0,0106	8,72	0,0332	0,016	(2-1)
Sl	+/+	43,02	1,37e-12	30,11	1,31e-06	0,001	3-1, 4-1, (3-2),(4-2), (4-3)
Nt	+/-	3,85	0,0163	8,60	0,0350	0,019	(3-2)
Rc	+/+	0,15	0,9290	0,57	0,9032	0,932	
Lc	+/+	108,8	<2e-16	33,16	2,98e-07	0,001	2-1, 3-1, 4-1, (3-2), (4-2), (4-3)
Hm	+/+	42,47	1,66e-12	30,86	9,06e-07	0,001	2-1, 3-1, 4-1, (3-2), 4-2, (4-3)
Ur	+/+	13,38	3,42e-06	22,72	4,60e-05	0,001	3-1, (4-1)
NV	+/+	43,50	1,16e-12	30,08	1,33e-06	0,001	3-1, 4-1, (4-2)

Примітка: Якщо різні тести дають різний результат, то номери пари порівнюваних синтаксонів наведені у дужках.

Як бачимо (табл. 3.5), параметричний і непараметричний дисперсійний аналіз дають однаковий результат на рівні значимості  $P < 0,05$ , і близький (крім Hd, Nt) на рівні значимості  $P < 0,01$ . Тобто екофактори, що є впливовими за параметричним варіантом аналізу, здебільшого також впливові і за непараметричним, а значення F- та KW-статистики можуть слугувати наближеною оцінкою сили фактору.

В останній колонці табл. 3.5 наводяться пари синтаксонів, розмежування амплітуд яких підтверджується тестами множинних порівнянь. Отже, на градієнтах факторів Nm та Lc відрізняються амплітуди усіх 4-х синтаксонів в усіх парних комбінаціях. У випадку парних порівнянь 4-х синтаксонів виникає шість можливих комбінацій – 2-1, 3-1, 4-1, 3-2, 4-2, 4-3, бо напрямок порівнянь не має значення. Цю ж закономірність підтверджує візуальний аналіз рис. 3.2 та 3.3. У той же час, на градієнті фактору кислотності амплітуди виділених синтаксонів не відрізняються; за фактором вологості – відрізняються амплітуди лише 1-го та 2-го синтаксонів (див. також рис. 3.1); за фактором вмісту нітрогену в ґрунті – 2-й та 3-й синтаксони.

Оскільки на рівні значимості  $P < 0,01$  усі варіанти ДА (параметричний і непараметричний) підтверджують впливовість факторів Nm, Ur, NV, то нині антропогенний фактор є провідним у відношенні ценотичної диференціації і виникнення синтаксономічної різноманітності лісової рослинності дослідженої території, а природні чинники поступаються йому.

### **3.6. Зміни спектрів життєвих форм як діагностичний критерій антропогенної трансформації рослинності**

Кількість терофітів, частки інвазійних видів та видів, що реалізують r-стратегію, традиційно використовуються для оцінки антропогенних змін. Окрім того, антропогенна трансформація рослинності супроводжується змінами біоморфологічної структури синтаксонів [92]. Продемонструємо це на модельному об'єкті.

Таблиця 3.6 – Спектри життєвих форм синтаксонів лісової рослинності

Життєва форма	Частки видів, % різних життєвих форм			
	1	2	3	4
Hemikryptophyt	45	52	48	51
Phanerophyt	18	15	17	12
<b>Geophyt</b>	<b>17</b>	<b>16↓</b>	<b>6↓</b>	<b>8↓</b>
<b>Therophyt</b>	<b>7</b>	<b>10↑</b>	<b>13↑</b>	<b>16↑</b>
Liane	3	1	2	4
Nanophanerophyt	6	3	7	3
Chamaephyt	4	3	7	6
<i>Геофіти/Терофіти</i>	2,43	1,60	0,46	0,50
<i>TG-індекс, ITG</i>	0,42	0,23	-0,37	-0,33

Як бачимо, внаслідок антропогенного впливу спостерігається збільшення частки терофітів (табл. 3.6) – факт відомий. Що стосується нашого випадку – частка терофітів збільшується від 7% до 16%. Зменшення частки геофітів від 17% до 8% у тому ж напрямку виходить із вразливості рослин цієї життєвої форми.

У більшості випадків при аналізі спектрів таксономічної, біоморфологічної та ін., відносні показники виявляються більш індикативними, аніж абсолютні. Тому ми пропонуємо оцінювати ступінь антропогенної трансформації за співвідношенням *терофіти/геофіти*.

*TG-індекс, ITG* – це показник ступеня антропогенної трансформації, який визначається як нормоване співвідношення кількості геофітів і терофітів у видовому складі. Він має діапазон значень [-1;1] і найбільше підходить для оцінки антропогенної трансформації широколистяних лісів, у якій геофіти численні (для інших типів рослинності геофіти можна замінити іншою біоморфою, рослини якої чутливі до антропогенного впливу):

$$ITG = (G - T) / (G + T) \quad (3.3)$$

де ITG – TG-індекс, T, G – кількість (або частки) терофітів та геофітів у видовому складі.

Значення TG-індексу для природних ценозів позитивне, оскільки співвідношення терофіти/геофіти більше 1, і, навпаки, для синантропних – TG-індекс від’ємний (табл. 3.6).

Але чи можна стверджувати, що зазначена різниця у кількості терофітів і геофітів 1-го та 4-го синтаксонів достовірна? Який статистичний тест можна застосувати при порівнянні спектрів не лише біоморфологічної, а й таксономічної, географічної і т.п. структури?

Наведення лише фактичних часток у спектрах не дозволяє визначити чи мав місце вплив того чи іншого фактору, оскільки відсутня точка відліку – теоретичні частки. Особливо це стосується ситуацій, коли розподіл кількості видів різних класифікаційних категорій має виразну асиметричність. Так, загальна кількість трав’яних видів значно більша за кількість дерев, кількість аборигенних видів більша, аніж інвазійних, а родини *Asteraceae* і *Roaceae* домінують у спектрах систематичної структури флори тому, що ці родини хоча б багатші видами за інші. Подібно до того, як медіана екологічної шкали є точкою відліку, референсними значеннями для оцінки спектрів відносно рівноважного стану є теоретичні частки базисної (опорної) класифікації.

*Базисна (опорна) класифікація* – це та класифікація видів, яка використовувалася безпосередньо для розрахунків спектрів. Більшість таких класифікацій відрізняються, оскільки модифіковані їх авторами під конкретну задачу. Тому порівнювати спектри, розраховані на основі різних базисних класифікацій, без теоретичних часток неможливо.

Необхідність наведення теоретичних часток при аналізі антропогенних змін флори чи рослинності пояснюється наступним: якщо формування видового складу відбувалося внаслідок випадкових збігів, не залежить від факторів, вплив яких оцінюється (антропогенного, едафічних і т.п.), то частки видів у видовому складі та у спектрі статистично не відрізняються від часток теоретичних (очікуваних).

Продемонструємо це на прикладі аналізу змін спектрів біоморфологічної структури синтаксонів, що відповідають різним стадіям антропогенної трансформації лісової рослинності.

У табл. 3.7 наведено спектри біоморф для 1-го (Ф1) та 4-го (Ф4) синтаксонів, як найконтрастніших, що найбільше відрізняються за рівнем антропогенного впливу. Якщо антропогенний вплив і терофітизація взаємопов'язані, то фактичні частоти терофітів повинні статистично значимо відрізнятися від теоретичних частот на основі критерію хі-квадрат чи подібних до нього. Теоретичною (очікуваною) часткою терофітів за відсутності антропогенного впливу є їх частка у базисній класифікації:  $T = T_0 * N / N_0$ , де  $T$  – теоретична кількість терофітів,  $T_0$  – загальна кількість терофітів базисної класифікації за життєвими формами,  $N$  – кількість видів синтаксону (конкретної флори і т.п.);  $N_0$  – загальна кількість видів базисної класифікації.

Таблиця 3.7 – Спектри життєвих форм, розраховані для 1-го та 4-го синтаксонів лісової рослинності, які найбільше відрізняються ступенем антропогенної трансформації

Життєва форма	T0	T0P	T0%	T4	Ф4	Ф1	Ф4P	Ф1P	Ф4%	Ф1%
Немікріптофіт	1108	1	45	35	40	43	1	1	51	45
Phanerophyt	86	6	4	3	9	17	3	2	12	18
Geophyt	321	3	13	10	6	16	4	3	8	17
Therophyt	599	2	24	19	12	7	2	4	16	7
Liane	51	7	2	2	3	3	6	7	4	3
Nanophanerophyt	133	5	5	4	2	6	7	5	3	6
Chamaephyt	171	4	7	5	5	4	5	6	6	4
Сума	2469	-	100	-	77	96	-	-	100	100

Примітка: Ф1, Ф4 – фактичні частоти, Ф1P, Ф4P – так само, але у рангах, Ф1%, Ф4% – у відсотках. T0 – теоретична частота.

У 1-ому та 4-ому синтаксонах об'єднаний список видів нараховує 96 та 77 видів відповідно. Частки терофітів становлять  $\Phi1\% = 7\%$  та  $\Phi4\% = 16\%$ , як і в табл. 3.6. Не лише за абсолютними значеннями, а й у рангах, положення терофітів (і геофітів) відрізняється. Так, терофіти підіймаються на друге місце у спектрі антропогенно-трансформованого 4-го синтаксону, та займають четверте місце – у спектрі умовно-корінного, 1-го. Це, з одного боку,

вказує на суттєві зміни біоморфологічної структури, внаслідок антропогенного впливу. Але з іншого – фактичні 16% для терофітів у 4-го синтаксону не перевищують теоретичні 24%.

Застосуємо математичний прийом – об'єднаємо види «не-терофіти» у одну агрегатну категорію і скористаємося тестом хі-квадрат ( $X^2$ ) [120] (табл. 3.8).

Таблиця 3.8 – Теоретичні (Т0) і фактичні (Ф1, Ф4) частоти спектрів біоморфологічної структури 1-го та 4-го синтаксонів за співвідношенням терофіти/не-терофіти

Групи біоморф	Т0	Ф4	Ф1
терофіти	599	12	7
«не-терофіти»	1870	65	89
Сума	2469	77	96

За результатами тесту хі-квадрат (використано функцію `chisq.test` стандартної інсталяції R):

- між частками терофітів Ф4 і Т0 немає статистичних відмінностей ( $p\text{-value} = 0,08$ );
- між частками терофітів Ф1 і Т0 є статистичні відмінності ( $p\text{-value} = 0,000105$ ).

Хоча терофітизацію 4-го синтаксону не вдалося довести з використанням хі-квадрат, але опосередковано її підтверджує значення, одержане для умовно-корінних угруповань, що увійшли до 1-го синтаксону – вони бідніші терофітами не лише відносно 4-го синтаксону, а й у порівнянні із очікуваною кількістю терофітів.

У табл. 3.9 наведено спектри життєвих форм за системою І.Г. Серебрякова [73]. Таблиця поділена на дві частини по горизонталі: верхня – у частках, до об'єднання життєвих форм; нижня – кількість видів агрегатних категорій (монокарпіки і полікарпіки) після об'єднання.

Таблиця 3.9 – Спектр життєвих форм (за системою І.Г. Серебрякова) синтаксонів лісової рослинності

Показник	Життєва форма	T0	Ф1	Ф2	Ф3	Ф4
Частки, %	однорічники	19	6	5	7	9
	(одно)дворічники	9	6	11	12	12
	трав'яні багаторічники	62	57	61	53	58
	кущі + кущики	7	9	7	10	8
	дерева	3	22	16	18	13
Сума, %		100	100	100	100	100
Абс. кількість	монокарпіки	339	10	9	13	16
	полікарпіки	883	71	47	54	58
Сума		1222	81	56	67	74

Класифікації життєвих форм К. Раункієра та І.Г. Серебрякова схожі, хоча і базуються на різних ознаках. Тому закономірно очікувати, що спектри за ними будуть подібними, а терофітизацію можна встановити по кількості малорічників (одно-дворічників). У напрямку зростання антропогенного навантаження, від 1-го до 4-го синтаксону, частка малорічників збільшується (табл. 3.9):  $\Phi1 = 6+6=12\%$ ;  $\Phi2 = 5+11 = 16\%$ ;  $\Phi3 = 7+12 = 19\%$ ;  $\Phi4 = 9 + 12 = 21\%$ . Однак, як і для терофітів (табл. 3.7), фактична частка (21%) менша теоретичної ( $9 + 19 = 28\%$ ).

Якщо види об'єднати у дві категорії (моно- та полікарпіки) та скористатися тестом пропорцій, то отримаємо результат, подібний до встановлено для терофітів: частка монокарпиків у 1-го синтаксону ( $10/81 = 0,12$ ) статистично значимо відрізняється від теоретичного значення (рівень значимості prop.test складає  $p\text{-value} = 0,000851$ ), а оскільки вона менша від 0,28, то монокарпиків в умовно-корінних лісових ценозах достовірно менше, ніж у базисній класифікації.

Той факт, що за різними системами класифікації життєвих форми отримали подібний результат, підтверджує закономірність зміни біоморфологічної структури синтаксонів внаслідок антропогенної трансформації. Що стосується абсолютних оцінок загального ступеню терофітизації лісової рослинності, то він менший, аніж у трав'яної. Терофітизація, як загальний процес, тут теж відбувається, але повільніше, а інвазійні види є, але їх менше.

### **3.7. Використання класифікації життєвих стратегій для оцінки антропогенної трансформації рослинності**

*Життєва стратегія* – це спосіб виживання і підтримання чисельності популяцій і видів в угрупованнях та екосистемах. По Т.А. Работнову [63], це сукупність пристосувань, що забезпечують можливість співіснувати з іншими видами і займати певне місце у фітоценозі. У роботах [12, 54, 63; 64] концепція життєвих стратегій набула розвитку. Детальний аналіз різних систем класифікації життєвих стратегій, їх недоліків і сильних сторін зроблений Ю.А. Злобіним [37; 38].

Життєва стратегія – це комплекс морфологічних, фізіологічних та інших адаптивних ознак. Тому не дивно, що багато понять і термінів фітоценології [90] перекриваються із цим поняттям за змістом. «Ценобіотичний тип» [67], «життєва форма» [73], «екоморфа» [4] є близькими до життєвих стратегій, хоча і визначаються за комплексом інших пристосувальних ознак, а поняття «едифікатор» та «асектатор» – відповідають віолентам та пацієнтам [67]. Стосовно життєвих стратегій теж існує певна заплутаність вживання термінів – «життєва», «екологічна», «адаптивна» стратегія. Правильним буде будь-який варіант, бо термін «стратегія» походить від системи Дж. Грайма (J. Grime) [102], а він взагалі використовує інший термін – рослинні стратегії (plant strategy).

На заході широкоживаною системою стратегій є система Піанки-Уїттекера, яка базується на концепції K/r-відбору, запропонованій уперше у 1967 році [113] і розвиненій Е. Піанка [122]. Систему доповнив Р. Уїттекер [80], який додав L-тип стратегії (види, які можуть вибухово збільшувати свою чисельність).

Системи Л.Г. Раменського (віоленти, пацієнти, експлеренти) та Дж. Грайма (С-, S-, R-стратегії, конкурентна, стрес-толерантна та рудеральна стратегії) об'єднують, називаючи системою Раменського-Грайма. Хоча Дж. Грайм запропонував свою систему значно пізніше, але його система міцно увійшла у підручники з екології завдяки наочній графічній моделі триангулярної CSR-класифікації, відомої як

трикутник Грайма. Система Дж. Грайма – це скоріше не класифікація, а ординація, видів у гіперпросторі біотичних факторів, бо автор, окрім первинних стратегій (С-, S-, R-стратегії), виділяє проміжні (CS-, SR-стратегії та ін.).

Класифікація життєвих стратегій не враховує якісну різноманітність пристосувальних реакцій, і це, в певній мірі, є обмеженням. У той же час, як і у випадку гемеробії (розділ 3.3), незважаючи на різноманітність впливів людини (засмічення, рекреація і т.п.), реакція на стресогенний чинник має загальні риси. До інтенсивного антропогенного впливу, незалежно від його походження, найкраще пристосованими є експлеренти, які переживають несприятливі умови у відносно стійких стадіях «тимчасового анабіозу» – насіння, спори. Навпаки, якщо антропогенний вплив незначний, суттєво не руйнує розподіл екологічних ніш у фітоценозі – виграють віоленти, їхня життєва стратегія більше виправдовує себе за таких умов.

Співвідношення (спектр) кількості видів різних життєвих стратегій – чутливий індикатор антропогенних змін фітоценозів. Техніка його розрахунку потребує певних пояснень. На відміну від класифікації життєвих форм, де кожен вид віднесений лише до одного типу біоморфи, у системі класифікації життєвих стратегій Дж. Грайма більшість видів мають перехідний тип стратегії.

У такому випадку види проміжних стратегій додають «голос» у первинні типи стратегій. Наприклад, CS-вид додає у спектрі по одному балу (голосу) до класів С (конкурентів) та S (стрес-толерантів) одночасно, а не рахується як окремий CS-клас. Кількість набраних голосів (балів) буде перевищувати кількість видів у флористичному складі синтаксону, проте це не має значення, бо абсолютна кількість переводиться у частки. Таку техніку підрахунку спектрів ми будемо називати «голосуванням».

*Просте (незважаєне) голосування* – це техніка підрахунку спектрів (для синтаксонів, угруповань, конкретної флори) у разі множинної класифікації видів [72], за якої здійснюється не

підрахунок кількості видів, а підрахунок голосів за кожну первинну категорію (клас), при цьому, у разі незваженого голосування вага усіх видів однакова і рівна одиниці. Прикладами множинних класифікацій є життєві стратегії, класифікація геоелементів, еколого-ценотичні та фітосоціологічні групи видів і т.п.

У разі *зваженого голосування* – вага видів пропорційна їх константності, тобто при розрахунках спектру додаються значення константності, вираженої у частках одиниці. Врахування константності надає більшої ваги фітоценотично активним видам та домінантам. Подібним чином у синфітоіндикації розраховують середнє, зважене рясністю видів (3.1).

Інформативним для оцінки антропогенних змін рослинності є співвідношення пацієнти / експлеренти. У піонерних угрупованнях його значення коливається у межах 0,4 – 0,7, а у типових лісових ценозах складає 1,5 – 1,7, тобто в 3 – 4 рази більше [31].

Недоліком простого відношення пацієнти / експлеренти є відсутність верхньої межі значень. Тому ми пропонуємо два модифіковані індекси з метою нормування значень.

*SR-індекс*, *ISR* – це показник ступеня антропогенної трансформації, який залежить від співвідношення у видовому складі кількості видів стрес-толерантної та рудеральної стратегії, і має діапазон значень [-1;1].

*CR-індекс*, *ICR* – це показник ступеня антропогенної трансформації, який базується на визначенні нормованого співвідношення С-видів та R-видів у видовому складі.

Розрахунки *ISR* та *ICR* індексів здійснюються за формулами:

$$\mathbf{ISR = (S - R) / (S + R)} \quad (3.4)$$

$$\mathbf{ICR = (C - R) / (C + R)} \quad (3.5)$$

де *ISR* – *SR*-індекс, *ICR* – *CR*-індекс, *S*, *R* та *C* – кількість видів відповідних стратегій. Замість кількості видів можна брати частки, оскільки показник відносний.

Для природних угруповань значення ISR та ICR більші нуля, для синантропних – менші. Обидва індекси на градієнті антропогенного фактору мають однаковий напрямок зміни значень, але у ISR найбільша зміна відбувається на початкових стадіях антропогенної трансформації, а у ICR – на пізніх, бо віоленти, або С-види, найчастіше домінанти природної рослинності, як правило, більш стійкі до антропогенного впливу, аніж стрес-толерантні види, які випадають із самого початку дигресивних змін. Останні еволюціонували у відношенні стійкості до стресових природних чинників, а не антропогенних, тому їх «толерантність» – це не антропотолерантність, а найчастіше, навпаки, це вразливі види.

У табл. 3.10 наведені спектри життєвих стратегій, розраховані для видового складу синтаксонів лісової рослинності урочища Феофанія, які є маркерами послідовних стадій антропогенної трансформації. У верхній половині таблиці наводиться кількість видів різних життєвих стратегій, у нижній – значення, переведені у частки.

Таблиця 3.10 – Співвідношення кількості видів різних життєвих стратегій у видовому складі синтаксонів лісової рослинності на різних стадіях антропогенної трансформації

Кількість/ Частки	Тип стратегії	Незважені частоти				Зважені частоти			
		Ф1	Ф2	Ф3	Ф4	Ф1в	Ф2в	Ф3в	Ф4в
Абс. кількість	C	77	49	65	62	24,01	19,56	26,13	27,00
	S	61	38	49	44	17,77	13,56	17,14	17,00
	R	38	30	38	42	11,80	11,00	15,71	18,80
Сума		176	117	152	148	53,58	44,12	58,98	62,80
SR-індекс, ISR		0,23	0,12	0,13	0,02	0,20	0,10	0,04	-0,05
CR-індекс, ICR		0,34	0,24	0,26	0,19	0,34	0,28	0,25	0,18
Частки, %	C	44	42	43	42	45	37	49	50
	S	35	32	32	30	33	25	32	32
	R	21	26	25	28	22	21	29	35

Примітка: Ф1 – Ф4 – фактичні незважені частоти (просте голосування), Ф1в – Ф4в – фактичні зважені частоти (зважене голосування) .

Таким чином, у напрямку збільшення антропогенного навантаження ( $\Phi_1 > \Phi_2 > \Phi_3 > \Phi_4$ ) частка конкурентних (С-видів) майже не змінюється (42 – 44%), частка стрес-толерантних (S-видів)

зменшується від 35% до 30%, і частка R-видів збільшується від 21% до 28% (табл. 3.10). Значення Ф1в – Ф4в змінюються аналогічно, але тут різниця у сусідніх градаціях менша, оскільки зважене голосування враховує рясність, а зміни її відбуваються пізніше, аніж зміни видового складу. При однаковій різниці між Ф4 та Ф4в, Ф1 та Ф1в і т.п. зміна зважених показників вказує на більший ступінь антропогенної трансформації, ніж у випадку незважених. Частки S-видів (33%, 25%, 32%, 32%) досить близькі, а частки R-видів (22%, 21%, 29%, 35%) зростають, але майже не відрізняються у 1-го та 2-го синтаксону. Це підтверджує, що амплітуди 1-го та 2-го синтаксону розмежовані в основному на градієнті природних екологічних факторів (рис. 3.4), але не відрізняються за рівнем антропогенного навантаження.

У напрямку збільшення антропогенного навантаження при незваженому підрахунку частот спектру, SR-індекс зменшується від 0,23 до 0,02, а при зваженому – SR-індекс (0,20, 0,10, 0,04, -0,05) у 4-го синтаксону стає від'ємним, що вказує на переважання видів рудеральної стратегії над видами стрес-толерантної. Що стосується SR-індексу, то відмінності крайніх значень Ф1 та Ф4, менші у порівнянні із аналогічними SR-індексу. Як зазначалося, це пояснюється більшою стійкістю видів-віолентів природної рослинності до антропогенного впливу, аніж видів, що реалізують S-стратегію.

*Базисний приріст ISR* – це відносне збільшення (чи за від'ємних значень зменшення) показника ISR у разі порівняння крайніх на градієнті антропогенного фактору синтаксонів. Він відображає загальну довжину вектору (ступінь) трансформації за життєвими стратегіями флористичного складу. У нашому випадку:  $\Delta ISR = (ISR_4 - ISR_1) / ISR_4 = (0,02 - 0,23) / 0,02 = -0,9$ , тобто відбувається зменшення ISR на 90% у напрямку зростання антропогенного навантаження.

*Середня швидкість росту ISR* – це середній відносний приріст ISR у випадку порівнянь для кожної стадії антропогенної трансформації із значенням для попередньої стадії, тобто  $\partial \Delta = \sum \Delta / (n$

– 1), де  $n$  – кількість стадій (градацій). У нашому випадку:  $\partial ISR = ((ISR_2 - ISR_1) / ISR_1 + (ISR_3 - ISR_2) / ISR_2 + \dots) / 3 = -0,41$ , тобто спостерігається зменшення  $ISR$  на 41% в середньому на кожну наступну стадію антропогенної трансформації.

Аналогічні базисний приріст та середня швидкість росту для  $ICR$  складають  $\Delta ICR = -0,43$ , тобто зменшення  $ICR$  на 43%, та  $\partial ICR = -0,16$ , тобто зменшення у середньому на 16% на кожній стадії антропогенної трансформації. Той факт, що  $\Delta ISR < \Delta ICR$  та  $\partial ISR < \partial ICR$  підтверджує більшу стійкість видів-віолентів природної рослинності до антропогенного фактору, у порівнянні із стрес-толерантними видами.

Отже, зміни спектрів (табл. 3.10) демонструють загальні закономірності, що пояснюються різним характером адаптивної реакції видів різних життєвих стратегій:

- за умови слабкого і помірного антропогенного впливу частка віолентів (С-видів) практично не змінюється;
- у разі сильного впливу – їх частка помітно зменшується, тому значне зменшення або від'ємне значення індексу  $ICR$  свідчить про антропогенний вплив надмірної інтенсивності;
- частка пацієнтів (S-видів) із посиленням антропогенного впливу зменшується, причому це стосується навіть слабкого впливу, тому індекс  $ISR$  прямує до нуля швидше, аніж індекс  $ICR$ ;
- за умовну «точку неповернення» до природного стану можна прийняти такий стан трансформації фітоценозів, або видового складу синтаксонів, за якого індекс  $ISR$  стає від'ємним;
- за умовний критерій штучності чи піонерності угруповань, відсутність у них структури можна прийняти стан фітоценозів, за якого індекс  $ICR$  є від'ємним.

Подібно до змін біоморфологічної структури (розділ 3.6), у лісовій рослинності зменшення кількості стрес-толерантних та збільшення кількості рудеральних видів відбувається повільніше, і не є настільки виразним, як у трав'яних типах рослинності. Що стосується загальної інформативності життєвих стратегій у

відношенні оцінки антропогенної трансформації, то вона поступається оцінці з використанням шкал гемеробності (розділ 3.4) для напівприродних угруповань, що не зазнали глибокої трансформації. На перший погляд це здається дивним, оскільки класифікація життєвих стратегій прямо пов'язана із реакцією рослин на антропогенний фактор. Але з математичної точки зору, невелика кількість класів (категорій) за життєвими стратегіями (С-, S- та R-), і, головне, переважання видів перехідних стратегій, робить спектр надмірно стабільним, виродженим. Так, щоб фактичні частоти спектру помітно змінилися, потрібен сильний антропогенний вплив, тому оцінка з використанням спектрів за системою CSR-класифікації життєвих стратегій добре підходить для аналізу синантропної рослинності, у якій рудеральні види виразно переважають. У будь-якому випадку краще спиратися на відносні показники ISR, ΔISR, ∂ISR (і аналогічно для ICR), які більш чутливі у відношенні змін флористичного складу.

### **3.8. Використання фітосоціологічного спектру для оцінки антропогенної трансформації рослинності**

*Фітосоціологічний спектр* (ФЦС) – це співвідношення у видовому складі кількості діагностичних видів різних синтаксонів будь-якого ієрархічного рівня. Найчастіше беруть за основу рівень класів, але так само можна розрахувати співвідношення кількості діагностичних видів різних порядків, союзів і т.п. Використовують також терміни аналогічні за змістом «спектр фітосоціологічного складу» [25], «фітосоціологічна структура» [5].

*Фітосоціологічний спектр* – це еколого-ценотична «формула», унікальна екологічна ніша синтаксону. Подібно до того, як екологічна ніша виду – це n-вимірний гіпероб'єм, фітосоціологічний спектр – це гіпероб'єм у синтаксономічному просторі [7].

*Фітосоціологічний аналіз* – це різновид ординації, який базується на порівнянні фітосоціологічних спектрів двох або більшої кількості синтаксонів. Синтаксони, чи угруповання віднесені до них,

можна впорядкувати за частками у їх видовому складі діагностичних видів основного і додаткових класів рослинності, і розглядати ці частки як координати на осях синтаксономічного гіперпростору.

Фітосоціологічний спектр [5; 47; 48] характеризує увесь комплекс екологічних факторів. Це одна з найінформативніших еколого-ценотичних характеристик синтаксону. Наприклад, поява у фітоценозі, що віднесений до асоціації класу *Molinio-Arrhenatheretea*, діагностичних видів гідрофільних класів рослинності (*Alnetea*, *Phragmiti-Magnocaricetea*) вказує на надмірне зволоження, а частка видів цих класів – показник рівня вологості.

Переваги методики ФЦС стають зрозумілими у разі дослідження континуальних типів рослинності та екотонів [20]. У такому випадку традиційний підхід Браун-Бланке супроводжується бракуванням значної кількості описів як перехідних, а це не завжди прийнятно через неврахування значної кількості ценотичної та флористичної інформації. Невипадково для синантропної рослинності розроблялися специфічні методи класифікації [107]. Фітосоціологічний аналіз не потребує бракування описів, бо базується на визначенні співвідношень діагностичних видів. Видовий склад синтаксону можна уявити як вагову (дескриптивну) множину [71], де представлені види різних класів рослинності із частками від 0 до 1.

Фітосоціологічний спектр – це розвиток спектру еколого-ценотичних груп видів, який традиційно використовується при аналізі флор. На відміну від нечітких еколого-ценотичних груп, ФЦС спирається на базис фактажу і чітку систему класифікаційних категорій синтаксономії. Продромуси, синтаксономічні ревізії, огляди рослинності, фітоценотичні та синоптичні таблиці у статтях – невичерпне джерело даних щодо еколого-ценотичної приуроченості видів, а існування кодексу синтаксономічної номенклатури [12] створює сталу матрицю, або систему, класифікаційних категорій фітосоціологічного аналізу. Завдяки такій уніфікації, порівнювати фітосоціологічні спектри синтаксонів можна ґрунтовніше, аніж

спектри біоморф чи життєвих стратегій, де класифікації видів можуть суттєво відрізнятися у різних авторів.

Фітосоціологічний аналіз – це у більшій мірі ординація, аніж класифікація рослинності, бо передбачає нетипову, зворотну для сигматизму, логіку – континуалізацію дискретності. Його найчастіше застосовують для динамічної, антропогенної рослинності, де поєднання у видовому складі діагностичних видів різних класів є правилом, а не виключенням.

Використання фітосоціологічного спектру має певні обмеження. По-перше, наявність класів занадто широкої екологічної амплітуди, наприклад *Molinio-Arrhenatheretea*, а також той факт, що різні класи Браун-Бланке суттєво відрізняються за кількістю діагностичних видів, зумовлює непропорційно високе положення у ФЦС класів з великою кількістю діагностичних видів – їх частки будуть завищеними відносно інших, більш вузьких класів. По-друге, хоча не існує обмежень на використання для ФЦС співвідношень на рівні порядків чи союзів і т.п., але на більш низьких рівнях ієрархії ми стикаємося з нечіткістю класифікації діагностичних видів, необхідністю врахування множинної приуроченості видів до декількох синтаксонів одночасно. Починає також сильніше впливати «регіоналізм» синтаксономічних класифікацій і розбіжності списків діагностичних видів одного синтаксону у різних країнах [53; 54].

Перед тим, як розглянути фітосоціологічний спектр наших модельних синтаксонів, варто пояснити спосіб його розрахунків. Фітосоціологічна класифікація видів – приклад нечіткої і множинної класифікації, подібно до класифікації життєвих стратегій (розділ 3.7). Кількісній оцінці «діагностичності» видів щодо 54 класів Браун-Бланке ми присвятили раніше окрему публікацію [19]. За умовну оцінку діагностичної значимості виду було обрано його «індекс цитування» у відношенні того чи іншого синтаксону. Що частіше вид наводився як діагностичний для певного синтаксону, то більшим був його індекс цитування, і більшим ми вважали його значення для діагностики цього синтаксону у порівнянні з іншими синтаксонами

того ж ієрархічного рівня, для яких вид також наводився як діагностичний. Цитування діагностичних видів у відношенні синтаксонів не має прямого екологічного тлумачення, але у разі асиміляції таких даних із великої кількості джерел якісної синтаксономічної інформації (статті, продромуси і т.п.) викристалізовується еколого-ценотична інформація щодо видів.

Ми проаналізували цитування діагностичних видів у синтаксонів різного рівня з продромусів [76; 114; 115], екологічних флор [29; 118; 125], врахували класифікацію «соціоекологічних груп» (соціотипів) Г. Еленберга [97; 98], А. Борхіді [95], а також вибірково залучили інші джерела синтаксономічної інформації – визначники [118; 125], зведення по синтаксономії окремих територій України [14; 16; 88], Росії [51], Польщі [100] та ревізію класів європейської рослинності [116]. Це потребувало проведення таксономічної уніфікації списків діагностичних видів синтаксонів у різних авторів, уніфікації синтаксономічних назв та врахування ієрархічності синтаксономічної системи. Щодо останнього, то діагностичні види нижчих рівнів синтаксономічної ієрархії були «спроєктовані» на вищі рівні. Наприклад, якщо вид наводився як діагностичний для асоціації, союзу і т.п., його індекс цитування збільшувався також для того порядку і класу, до якого належить ця асоціація, союз і т.п. Це збільшує перекривання синтаксонів високих рівнів ієрархії за списками діагностичних видів, але робить фітосоціологічний спектр більш об'єктивним і стабілізує його.

Переліки найбільш цитованих діагностичних видів для 54 класів рослинності та оцінки їх частоти цитування та унікальності, тобто відносного індексу цитування у даному класі рослинності по відношенню до інших класів, було опубліковано [19]. Зазначений банк даних фітосоціологічної приуроченості видів, ми застосували для аналізу напрямків і оцінки ступеня антропогенної трансформації лісової рослинності. Збільшення у фітосоціологічному спектрі частки видів синантропних класів – це індикатор антропогенних змін і

показник ступеня антропогенної трансформації видового складу [49; 89; 93].

В табл. 3.11 наводиться матриця опорних категорій (класів) подальшого фітосоціологічного аналізу. У першій колонці наведено класи, які представлені у фітосоціологічному спектрі. Оскільки деякі близькі класи, що мали частку діагностичних видів менше 5% було об'єднано, то у другій колонці показана відповідність класів (категорій) ФЦС класам рослинності за системою Браун-Бланке. Об'єднання класів (табл. 3.11) не має відношення до їх номенклатури. Це математичний прийом, щоб уникнути малих частот у спектрі.

Таблиця 3.11 – Матриця фітосоціологічного аналізу: відповідність класів рослинності за системою Браун-Бланке та категорій фітосоціологічного спектру (ФЦС)

Категорія (клас) ФЦС	Класи рослинності системи Браун-Бланке	Синантропний
<i>Alnetea</i>	<i>Alnetea glutinosae</i> , <i>Salicetea purpureae</i>	ні
<i>Artemisietea</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i> , <i>Agropyretea repentis</i>	так
<i>Epilobietea</i>	<i>Epilobietea angustifolii</i>	так
<i>Chenopodieta</i>	<i>Chenopodieta</i> , <i>Stellarietea mediae</i>	так
<i>Galio-Urticetea</i>	<i>Galio-Urticetea</i> , <i>Urtico-Sambucetea</i>	так
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> , <i>Agrostietea stoloniferae</i>	ні
<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Quercu-Fagetea</i> , <i>Quercetea robori-petraeae</i>	ні
<i>Rhamno-Prunetea</i>	<i>Rhamno-Prunetea</i>	ні
<i>Robinietea</i>	<i>Robinietea</i>	так
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Trifolio-Geranietea</i>	ні
Інші синантропні класи	<i>Bidentetea tripartiti</i> , <i>Plantaginetea majoris</i> , <i>Polygono-Poetea annuae</i> , <i>Secalietea cerealis</i>	так
Інші класи природної рослинності	<i>Festuco-Brometea</i> , <i>Isoeto-Nanojuncetea</i> , <i>Koelerio-Corynephoretea</i> , <i>Sedo-Scleranthetea</i> , <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> , <i>Scheuchzerio-Caricetea fuscae</i> , <i>Vaccinio-Piceetea</i>	ні

Розрахунки фітосоціологічного спектру, зважаючи на значний обсяг даних [19], виконувалися у середовищі СУБД MS Access. У запитах (табл. 3.12) для розрахунку фітосоціологічного спектру групування проводилося за кодом (назвою) синтаксону, а для розрахунку індексу синантропізації ( $I_{syn}$ ) – за ознакою є клас синантропним чи ні (третя колонка табл. 3.11).

Таблиця 3.12 – Структура запитів (СУБД MS Access) для розрахунків фітосоціологічного спектру (ФЦС) та індексу синантропізації ( $I_{syn}$ )

Запит	Показник	Номер синтаксону	Клас Браун-Бланке	Синантр.	Агрегат.
ФЦС	факт.	групув.	групув.		count
	факт. зваж.	групув.	групув.		sum(k)
	теор.		групув.		count
	теор. зваж.		групув.		sum(k)
$I_{syn}$	факт.	групув.		групув.	count
	факт. зваж.	групув.		групув.	sum(k)
	теор.			групув.	count
	теор.зваж.			групув.	sum(k)

Позначення: агрегат. – агрегатна функція запиту (count – кількість діагностичних видів кожного класу рослинності, sum(k) – сума константностей діагностичних видів кожного класу), групув. – операція групування у запиті, факт. – незважені фактичні частоти (абс. кількість діагностичних видів певного класу), факт. зваж. – зважені фактичні частоти, теор. – теоретичні частоти, виходячи із загальної кількості діагностичних видів різних класів

У табл. 3.13 наведено фітосоціологічний спектр, розрахований для видового складу синтаксонів широколистяних лісів урочища Феофанія. Оскільки виділені синтаксони є маркерами послідовних стадій рекреаційної дигресії, то ФЦС демонструє не лише ступінь антропогенної трансформації (за співвідношенням діагностичних видів природних та синантропних класів), а й її напрямки (за співвідношенням діагностичних видів різних класів рослинності та порядок розташування класів у фітосоціологічному спектрі).

Незважені частки фітосоціологічного спектру було розраховано за списками діагностичних видів окремих класів рослинності, зважені – з урахуванням константності видів, вираженої у частках одиниці. На загальний ступінь синантропізації красномовно вказують значення у нижніх двох рядках таблиці 3.13. Існують і інші формули для розрахунку індексу синантропізації видового складу, але, на нашу думку, такий спосіб розрахунку є найбільш ґрунтовним, бо спирається на накопичений багаторічний фактаж синтаксономічного аналізу різних типів рослинності.

Таблиця 3.13 – Фітосоціологічний спектр (ФЦС) видового складу синтаксонів лісової рослинності на різних стадіях антропогенної трансформації

Клас рослинності	ФЦС, незважені частки, %					ФЦС, зважені частки, %				
	1	2	3	4	середнє	1	2	3	4	середнє
<i>Quercus-Fagetea</i>	27	25	19	13	21,0	31	29	21	13	23,5
<i>Galio-Urticetea</i>	15	15	14	15	14,8	16	14	17	15	15,5
<i>Alnetea</i>	10	8	10	7	8,8	9	10	10	8	9,3
<i>Artemisietea</i>	5	7	8	9	7,3	5	7	8	10	7,5
<i>Epilobietea</i>	7	6	6	6	6,3	7	7	7	6	6,8
<i>Chenopodietea</i>	3	4	6	9	5,5	3	2	6	10	5,3
<i>Rhamno-Prunetea</i>	7	7	5	3	5,5	8	8	6	3	6,3
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	3	4	5	7	4,8	2	3	4	6	3,8
<i>Trifolio-Geranietea</i>	5	6	4	4	4,8	2	6	3	3	3,5
<i>Robinietea</i>	4	5	4	3	4,0	5	4	6	4	5,3
Інші синантропні	3	1	5	8	4,3	1	1	4	9	3,8
Інші природні	11	12	14	16	13,8	11	9	8	13	10,5
Загалом										
Синантропні класи	37	38	43	49		37	37	48	54	
Класи природної рослинності	63	62	57	51		63	63	52	46	

Як бачимо, у всіх синтаксонів, окрім 4-го, клас *Quercus-Fagetea* посідає перше місце у фітосоціологічному спектрі. Це доводить правильність синтаксономічної схеми (розділ 2.1), де перші три синтаксони нами були віднесені до класу *Quercus-Fagetea*. Проте чіткого переважання кількості видів цього аборигенного класу внаслідок значної антропогенної трансформації досліджених лісових угруповань не спостерігається, а частка його діагностичних видів становить близько 1/3 загального видового складу. 4-й синтаксон ми включили до класу *Robinietea*, але, як свідчить табл. 3.13, у ньому переважають види класу *Galio-Urticetea*. Подібну невідповідність можна пояснити тим, що, по-перше, для класу *Robinietea* наводять мало діагностичних видів, розуміючи його доволі вузько, причому клас *Galio-Urticetea* – значно багатший у цьому відношенні (*Robinietea* розглядається також як синонім *Galio-Urticetea* [116]), а, по-друге, ФЦС не враховує фізіономічний критерій класифікації рослинності, у той час, як на рівні класів він часто є головним.

Одержаний фітосоціологічний спектр (табл. 3.13) підтверджує зазначені раніше (розділ 2.5 та рис. 2.3) закономірності: вектори

антропогенної трансформації лісової рослинності спрямовані в основному у бік збагачення видами трьох синантропних класів – *Galio-Urticetea*, *Artemisietea*, *Robinietaea*, які є індикаторами змін, а їх кількість та співвідношення з аборигенними видами – вказує на ступінь антропогенної трансформації.

Частка видів класу *Quercus-Fagetea* у фітосоціологічних спектрах синтаксонів від 1-го до 4-го зменшується, корелюючи із зростанням антропогенного навантаження у цьому ж напрямку. Такий тренд спостерігається як за зваженого (від 31% до 13%), так і за незваженого (від 27% до 13%) способу розрахунків. Оскільки перший надає більшої ваги видам більшого трапляння, то це свідчить, що із збільшенням антропогенного впливу зменшується не лише кількість лісових видів, а й показники їх трапляння, і, навпаки, не лише кількість, а й трапляння синантропних видів, зростає.

Від 14% до 17% у видовому складі досліджених синтаксонів припадає на види класу *Galio-Urticetea*, і мало змінюється від 1-го до 4-го синтаксону. Стан лісів у м. Києві, зокрема в урочищі Феофанія, далекий від корінного, навіть беручи до уваги, що це об'єкт природно-заповідного фонду. Тому, для 1-го синтаксону, збереженого, частка видів *Galio-Urticetea*, більшість яких реалізують рудеральний тип стратегії, є чималою і становить 15%. За рангами цей клас рослинності посідає високе, друге, місце у ФЦС (табл. 3.13), поступаючись лише класу *Quercus-Fagetea*.

Положення у ФЦС на третьому місці класу *Alnetea* пояснюється наявністю спільних діагностичних видів у класів *Alnetea* і *Quercus-Fagetea* та близькістю їх екологічних показників, особливістю за вологістю, вмістом нітрогену в ґрунтах та світловим режимом. Ці класи відмежовані нечітко, їхні угруповання контактують (екотонним є союз *Alno-Ulmion*), а сухіші відміни вільшняків містять чимало неморальних видів [21].

Четверту позицію займає синантропний клас *Artemisietea*. У напрямку зростання інтенсивності антропогенного фактору спостерігається збільшення частки *Artemisietea* від 5% до 10%. Також

більшає видів *Molinio-Arrhenatheretea* – від 3 до 7%. Перелік індикаторних видів, що діагностують різні стадії антропогенної трансформації, наведений у розділі 2.5.

*Індекс синантропізації* – співвідношення кількості видів синантропних і природних класів рослинності (останні два рядки в табл. 3.13). Якщо у 1-го синтаксону це співвідношення становить 37% до 63% (переважання природних видів над синантропними), то у 4-го синтаксону – майже рівні частки, 49% і 51%. За зваженого підрахунку, де враховується константність, синантропні види переважають – 54% і 46%, тобто у синантропних видів суттєво зростає трапляння.

Таким чином, метод фітосоціологічного аналізу дозволяє не лише діагностувати стадії антропогенної трансформації, а ще й оцінювати ступінь та напрямки антропогенних змін.

#### Розділ 4. НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ: ЕКОСИСТЕМОЛОГІЧНИЙ ПІДХІД

*Нормування антропогенного навантаження* – це визначення науково-обґрунтованих допустимих рівнів впливу на природний комплекс чи екосистему з метою збереження усіх його компонентів, структури та здатності до природного відновлення.

Ключовим поняттям нормування є *стійкість біотичної системи* – здатність повертатися у вихідний стан після зрушення (збурення), універсальна властивість гомеостазису систем усіх рівнів організації живого.

Розробка норм антропогенного навантаження повинна ґрунтуватися на дослідженнях стійкості та оцінці антропогенних змін біоти. Діагностика екологічного «здоров'я» оселищ, що спирається на живий компонент, дозволяє вчасно виявити розбалансування і вжити необхідних природоохоронних заходів.

Єдиної нормативної бази щодо нормування антропогенного навантаження на природні комплекси не існує. Це часто призводить до серйозних недоліків у разі укладання схем функціонального зонування об'єктів і територій із охоронним статусом. Так, наведені в літературі значення допустимого, зокрема рекреаційного, навантаження суттєво відрізняються [15; 43; 82; 84]. Це пов'язано не тільки з різними точками зору та різними методиками оцінки, а й впливом «модифікуючих» факторів.

*Модифікуючі фактори* – це умови безпосереднього оточення та обставини існування природного комплексу, які не мають прямого відношення до його стійкості за відсутності антропогенного чинника, але у разі появи останнього суттєво впливають на його стійкість. Так, норми за одними й тими ж видами навантаження будуть різними для різних природно-кліматичних зон, різних середовищ існування (водні, прибережні та суходутні екосистеми) і т.п.

Норми допустимого навантаження також залежать від різновиду антропогенного впливу, тому нормування повинно враховувати різний біотичний ефект від різних проявів людської діяльності:

- рекреаційне навантаження;
- побутове і техногенне засмічення;
- фрагментація оселищ;
- хімічне, біотичне забруднення (повітря, води, ґрунтів);
- знищення природних та створення штучних екотопів;
- зміна гідрологічного режиму і т.п.

Екосистемологічний підхід передбачає комплексний, ретельний та всебічний аналіз взаємозв'язків між організмами та середовищем їх існування, врахування усіх можливих проявів і наслідків негативного впливу. Він базується на використанні екологічних законів, положень теорії систем та врахуванні біології окремих видів рослин, тварин та мікроорганізмів.

1. Які компоненти природного комплексу є найуразливішими, а які більш стійкими?
2. Які модифікуючі фактори послаблюють чи посилюють ефект від антропогенного впливу?
3. За якими ознаками можна вчасно розпізнати початок розбалансування біотичної системи?
4. Які найімовірніші потенційні загрози існують для даного природного комплексу?
5. Яких заходів необхідно буде вжити у випадку втрати рівноваги?

У подальшому ми будемо рухатися логікою від загального до конкретного. Спочатку розглянемо найфундаментальніші закони, що визначають стійкість на різних рівнях організації живого. Без цього нормування антропогенного навантаження перетворюється на негнучку, адміністративну спробу контролювати вплив на об'єкт, територію чи екосистему, про функціонування якої у нас немає ніякої уяви. Далі ми розглянемо існуючі норми і принципи раціонального природокористування – підхід, традиційний для практичної екології й

охорони природи. І завершимо наведенням рекомендацій щодо раціональної експлуатації та екологічного менеджменту природних лісових і водних об'єктів.

#### **4.1. Загальні питання стійкості, конкурентності, адаптивного потенціалу у рослин**

*Стійкість* – це здатність опиратися і протистояти негативним факторам, зокрема антропогенному впливу, за рахунок механізмів саморегуляції (гомеостазису) та самовідновлення, які притаманні усім біотичним системам (видам, популяціям, екосистемам, біоценозам і т.п.) і відрізняють їх від неживої природи. *Стабільність* – це зовнішній прояв стійкості (внутрішньої властивості), відсутність помітних візуальних змін складу та структури системи.

Стійкість систем різних рівнів організації живого забезпечується різними механізмами. Для організового рівня властиві жорсткі зв'язки між елементами. Розвиток організмів пов'язаний із процесами спеціалізації та перерозподілу функцій. В організмі кожен орган або система органів пристосовані до виконання певної функції. Утрата органу чи частини тіла, як правило, несумісні з життям, бо перекласти функції втраченого органу на інший неможливо.

Кожен організм – носій однієї із копій генофонду популяції. Його загибель призводить до втрати частини генофонду популяції і виду. Тому мірою пристосованості вважають репродуктивну успішність. Рудеральні види, на перший погляд, є менш пристосованими, але через значну насінну продуктивність швидко опановують звільнені території.

Ценотичні системи – вищого, надорганізового рівня, мають інший, імовірно-функціональний (стохастичний) принцип організації. Зв'язки імовірного характеру виникають унаслідок деспеціалізації та дублювання функцій – процесів протилежних спеціалізації та перерозподілу функцій, згаданих раніше. Якщо узяти біоценоз, у ньому різні види виконують подібні функції (трофічну, середоутворюючу, консортивну і т.п.), тому один вид може

заміщуватися іншим без утрати біоценозу в цілому. Звідси і відносно пізній прояв «хворобливого стану» чи порушення рівноваги у стохастичних біотичних системах. Певна надлишковість складу таких систем здатна тривалий час маскувати негативні зміни: у відповідь на антропогенний чи інший негативний фактор, реакція відбувається із запізненням, але потім зміни стають необоротними і автокаталітичними.

Чому частина видів в умовах агресивної урбанізації та космополітного антропогенного впливу приречена, а інші види, навпаки, розширюють свій ареал, і, захопивши завдяки людині нову територію, далі ще й самотійно витісняють місцеві види?

Стійкість та адаптивний потенціал видів залежать від багатьох факторів – насінної продуктивності, здатності до вегетативного розмноження, швидкості досягнення репродуктивного стану, біоморфи, фізіологічних особливостей фотосинтезу і т.п.

Здатність пристосовуватися до антропогенного фактору значною мірою залежить від життєвої форми. У розділі 2.2 ми говорили про вразливість лісових геофітів через вибагливість до аерації ґрунтів та її погіршення у разі рекреації. Але пристосованість завжди відносна. Так, фанерофіти, що є головними середоутворювачами у лісовій екосистемі, також вразливі. Їм потрібно більше часу для досягнення репродуктивного віку, їх популяції повільніше відновлюються після пожеж, рубок. Бруньки відновлення фанерофітів, що розташовані високо над землею, знищуються вогнем, морозами. Спостерігається така закономірність: опускання бруньок відновлення (у системі К. Раункієра ця ознака є основною) у ґрунт підвищує стійкість до вогню, але одночасно збільшує чутливість до погіршення аерації ґрунту, внаслідок, наприклад, рекреації чи заплавності. Ймовірно, оптимальне положення для бруньки відновлення у неклімаксових біоценозах – безпосередньо під поверхнею землі (якщо відсутня вічна мерзлота). Тому гемікриптофіти стійкіші, у т.ч. до антропогенного впливу, і їх у природі найбільше.

Пристосувальна реакція у рослин на несприятливий фактор неодмінно супроводжується зниженням віталітету (життєвості). Це не лише ознака неоптимальності умов, це механізм виживання в умовах стресу, оскільки відбувається перехід на економніший рівень метаболізму, що забезпечує вегетацію на мінімальному для підтримання рослинного організму рівні. Еволюцію стрес-толерантної стратегії слід розглядати як таку реакцію на несприятливі природні фактори помірної інтенсивності, за якої відбувається уповільнення росту, зменшення розмірів і т.п.

У випадку, якщо компенсаторних механізмів недостатньо, виживання виду та відновлення його популяцій забезпечують стадії тимчасового «анабіозу» (насіння, спори, бруньки відновлення на багаторічних частинах рослинного організму). Коли діють фактори нищівної сили, пристосованість та конкурентність втрачають сенс. Єдина стратегія, що себе виправдовує у такому випадку – швидкість продукування і велика кількість діаспор. Виникнення рудеральної стратегії у рослин з еволюційних позицій можна трактувати як максимальне вкорочення життєвого циклу з метою пристосування до надто сильних і непередбачуваних умов, до яких пристосуватися іншим чином, наприклад, шляхом морфо-фізіологічних адаптацій, неможливо. Нині, у часи космополітного антропогенного впливу, стратегія R-видів виявилася своєрідною преадаптацією, більш вигідною стратегією, аніж S-видів, через те, що антропогенний фактор рідко буває помірним, найчастіше він надто сильний.

Максимальний час схожості у насіння визначається, зокрема, запасом поживних речовин, які рослинний організм зміг накопити за період вегетації – що пригніченішою була вегетація, то менше продукується насіння і менша його схожість. Насіння, на відміну від бруньок відновлення, є ще й рухливою стадією життєвого циклу, дозволяє захоплювати території, переміщуватися у просторі. Через низьку вологість воно здатне витримувати вкрай несприятливі умови (заморожування) і може лежати у ґрунті десятком років, не втрачаючи схожості.

Брунька відновлення з точки зору рівня метаболізму є менш економною, аніж насінина чи спора, але виграє на стадії проростання через трофічний зв'язок із материнським організмом, отримуючи від нього поживні речовини на найкритичніших, перших порах розвитку. Тому втрати (відпад) у бруньок відновлення менші, ніж у насіння, отже, і продукувати їх для підтримання популяції можна менше.

У біотичних взаємодіях конкурентності додає наявність у виду вегетативного розмноження. Це механізм, що дозволяє швидко відновити чисельність, перерозподілити ресурси біогеоценозу на свою користь. Переваги вегетативного розмноження пов'язані в основному з природними факторами. Вегетативно-рухливі рослини здебільшого є домінантами в угрупованнях. Так, на перелогах панують кореневищні види (*Elytrigia repens*, *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. і т.п.). Інтенсивне вегетативне розмноження характерне для багатьох трав'яних видів С-стратегії (віолентів). Вони мають більшу продуктивність, сильніше трансформують середовище, формують ніші інших видів, відіграючи роль трансформерів. Окрім вузькоспеціалізованих – це стійкі види у природному середовищі, проте, що стосується антропогенного фактору – вони стійкі лише за помірною впливу.

Стійкість залежить від архітектонічної моделі пагоноутворення. Стійкими до витоптування і викошування є низькорослі, сланкі та розеткові види. Але, з точки зору боротьби за світло, ці життєві форми програють високорослим видам у густому травостої, лісі і т.п. На вибитій площі розеткова форма виявляється добре пристосованою, бо фактор світлового режиму у таких місцях необмежений.

Прямого зв'язку між евритопністю виду та стійкістю немає. Це пояснюється тим, що про межі толерантності багатьох видів нам, насправді, мало що відомо. Ми спостерігаємо реалізовану нішу, а вона менша за фундаментальну. Поява вразливих видів у місцях з інтенсивним антропогенним впливом, але там, де менша конкуренція [28], свідчить, що їхня екологічна валентність набагато ширша, ніж ми вважаємо. Тому вислів «евритопний» найчастіше означає «той, що

трапляється часто». Отже, замість широти амплітуди ми оперуємо траплянням, а тоді ми говоримо не про екологічну валентність, а про поширеність сприятливих для виду біотопів.

Немає прямої залежності між конкурентністю виду і його стійкістю. Пристосованість до біотичних факторів не означає пристосованості до антропогенного фактору, хоча людина і є частиною природи. Антропогенний вплив зазвичай надто сильний, перевищує можливості морфо-фізіологічної адаптації. Такі фактори не мають вибіркової – добір як такий відсутній, а виживання залежить від випадкових збігів.

Стійкість на популяційному рівні залежить від чисельності, генетичної різноманітності (поліморфізму) та врівноваженості структури популяції, перш за все вікової. Популяції, що мають асиметричну (лівосторонню чи правосторонню) структуру – вікову, статеву чи інші, є вразливими. У великій популяції ймовірність виживання особин, що відновлять популяцію після настання сприятливих умов, більша. Генетична різноманітність (поліморфізм) популяції забезпечує широкий адаптивний потенціал, імовірність преадаптації. У той же час, згадана невибірковість антропогенного фактору, і, як наслідок, дрейф генів, призводять до зниження спадкової мінливості.

Розрізняють такі типи популяцій, між якими можливі перехідні стани:

- *прогресуючі* – ознаками їх є значна чисельність, широкий ареал, повсюдне трапляння за різноманітних умов, генетичний поліморфізм, повночленні вікові спектри, додаткові способи розмноження шляхом факультативного самозапилення чи апоміксису (*Centaurea* sp., *Hieracium* sp.);
- *регресуючі* – мають низьку чисельність, неповночленні спектри структур, обмежений ареал, трапляються рідко і у специфічних місцезростаннях і т.п.

Емерджентність біотичних систем полягає в тому, що стійкість не є простою сумою стійкості та опірності елементів підсистеми нижчого рівня. Так, стійкість біоценозів лише частково залежить від

стійкості видів і популяцій, з яких він складається. Зовнішньою ознакою стійких біоценозів, а одночасно і причиною їх стійкості, є високий рівень продуктивності та біомаси, це так би мовити «віталітет» біоценозу (густий травостій, опірність до проникнення інвазійних видів). Чим більше речовини, енергії, інформації проходить через біоценоз (екосистему), чим ширший канал обміну з навколишнім середовищем, тим вища стійкість біоценозу: максимально використовуються вода, ресурси мінеральних речовин, світло, екологічні ніші зайняті, напруженість міжвидової конкуренції висока, а тиск внутрішньовидової конкуренції, навпаки, низький.

Надлишковість складу системи біоценозу забезпечує функціональне дублювання – можливість замінити один елемент (вид) іншим, схожим, у разі втрати, без суттєвої перебудови ніш інших видів та структури (зв'язків) біоценозу. Це забезпечує не тільки стійкість біоценозу в цілому, а й можливість збереження у ньому стенотопних видів. Так, у спрощеному середовищі за принципом Гаузе, стенотопні, вузькоспеціалізовані, види мали би зникнути через конкурентне витіснення. У той же час, біоценози складної структури стають рефугіумами для стенотопних видів. Нинішній стан природи можна прирівняти до льодовикового періоду, тільки похолодання замінив антропогенний вплив. Його загроза полягає не стільки у прямому знищенні вразливих видів, скільки у формуванні біотопів спрощеної структури, після чого стенотопні види витісняються не стільки і не лише людиною, а й іншими конкурентними сусідніми видами, з якими вони раніше співіснували, за згаданим принципом.

Продуктивні ценози стійкіші, але після точки неповернення трансформуються вони швидше, ніж низькопродуктивні. Як і у випадку популяцій, де чисельність має бути виправданою (рівноважною), найбільша стійкість фітоценозу чи екосистеми спостерігається за її оптимальної, як правило середньої, продуктивності. Так, надмірна продуктивність рослинного компоненту спричиняє появу надлишкової неутилізованої органіки і, як наслідок, векторизовані зміни, відхід від рівноважного стану,

трансформацію видового складу не з причини зовнішнього збурення, а внаслідок саморозвитку (антропогенна евтрофікація, цвітіння водойми та її заростання). На півночі Лісостепу степові ділянки із режимом абсолютної заповідності (заповідник «Михайлівська цілина», Сумська обл.) зазнають мезофітизації [77; 78], після чого спостерігається розростання лігнозних форм (чагарники і дерева), заміна степових видів лучними.

Умовно-інертний компонент біогеоценозу – це ґрунти, а також запаси біогенів, тимчасово вилучені із колообігу у стані відмерлої деревини, шару опаду. Його роль у забезпеченні стійкості системи біоценозу полягає у наявності буферних властивостей. Якщо розглянути протилежний випадок – угруповання на змитих ґрунтах, пісках та скелях, а також дощовий тропічний ліс, де усі біогени залучені у колообіг, то вони поступаються стійкістю тим угрупованням, де інертний компонент потужний. По аналогії із розхитуванням порожнього і завантаженого човна (інертний компонент виконує роль вантажу), розхитати завантажений човен важче, але, у відношенні антропогенного впливу варто пам'ятати, що розхитавши такий човен, утримати його теж буде важче.

Руйнація біоценозу, крім випадків короткочасного знищення, починається із його фрагментації. Паралельно з цим або випереджаючи, відбуваються зміни флористичного складу і зменшення рясності середоутворюючих та асектаторних видів. Фрагментовані біоценози стають ще менш стійкими. Це замкнуте коло. Антропогенний тиск чиниться переважно на периметр біоценозу чи екосистеми, а в результаті фрагментації відношення периметру до площі збільшується. Якщо ширина смуг фрагментації стає значною, можливості перенесення із однієї ділянки до іншої насіння, переміщення тварин стають дедалі меншими, трофічні та інформаційні (генетичні) зв'язки частин фрагментованої екосистеми та ізольованої біоти втрачаються.

Стійкість біоценозу не має прямої залежності від сукцесійної стадії. Клімаксові угруповання вразливі, а піонерні – нестійкі. Якщо стійкість розглядати як можливість повернення системи у точно

такий же стан, як до початку дії несприятливого фактору, то клімаксовим угрупованням потрібен значний час для відновлення, бо вони складаються в основному із видів з тривалим прегенеративним періодом. Так, на заростання вікна в лісі потрібен не один десяток років. Піонерна рослинність уразлива, нестійка, бо сама по собі динамічна і нестабільна. Її види, навіть без антропогенного навантаження, перебувають у стресових умовах. Незначний додатковий зовнішній вплив призведе до втрати ценотичної структури, якщо навіть вона почала формуватися. Це затримає біоценогенез, відкине біоценоз назад до початкового стану. Регулярний несприятливий фактор, не обов'язково значної інтенсивності, але хронічний, сформує персистуючий піонерний стан, коли біоценоз залишається несформованим, затримується на невизначений час на піонерній стадії.

Стійкість біоценозів суттєво залежить від їх положення відносно екологічного оптимуму, розташування усередині чи на периферії ареалу (кліматичного оптимуму). Стійкішими є біоценози за середніх (оптимальних) умов, аніж такі, що сформувалися на екстремотопах та периферії ареалу.

*Екстремотоп* – це маргінальне місцезростання, у якому наявний (діє) хоча б один лімітуючий (чи надлишковий) фактор. Більшість видів мають оптимум при середній інтенсивності природних екологічних факторів. Тому екологічні шкали природних факторів здебільшого симетричні – рослин-мезофітів більше, ніж ксерофітів, а видів, приурочених до нейтральних ґрунтів, більше, ніж тих, що зростають на кислих. Це, з одного боку, створює сильнішу конкуренцію у середній частині градієнтів, а з іншого – через відсутність вузької морфологічної спеціалізації у видів, пристосованих до середніх умов, забезпечує функціональне дублювання елементів (видів), а останнє, як згадувалося, запорука стабільності біоценозу.

Що стосується розташування у центрі чи на периферії географічного ареалу, то тут спостерігається подібна закономірність – оптимум за кліматичними показниками (терморезим, океанічність і

т.п.) знаходиться у центрі ареалу, і тут фітоценози багатші за видовим складом та стійкіші. Наприклад, флористично найбагатшими є широколистяні ліси в океанічному та субокеанічному кліматі, у Західній та Середній Європі, де знаходиться центр їхнього різноманіття, у той час, як у Східній Європі вони флористично бідніші і вразливіші. На периферії ареалу сприятливих місцезростань, зокрема для неморальних видів, стає дедалі менше, угруповання займають менші площі, і тому швидше фрагментуються внаслідок дії антропогенного чи іншого несприятливого фактору. Закономірність спостерігається і у напрямку північ-південь: форпости степової рослинності на півночі Лісостепу, ексклави лісу у степовій зоні – вразливіші, ніж у себе «вдома», де кліматичні умови сприятливіші.

Маргінальні за терморезимом тропічний ліс і тундра вразливі, біоценози помірної зони стійкіші. На крайній півночі біоценози низькопродуктивні, видовий склад вузькоспеціалізований, рослини відновлюються повільно. Колії від автотранспорту у тундрі не заростають тривалі роки. Більшість рослин крайньої півночі – стрес-толеранти, і тому популяції та біоценози, які вони формують, вразливі. Але тропічний ліс теж вразливий. Хоча його ценози високопродуктивні, але більшість видів так само вузькоспеціалізовані. До того ж, ця спеціалізація торкнулася не лише абіотичних факторів, а й біотичних, бо значна кількість видів тропічного лісу залежать один від одного в буквальному розумінні. Складні мережі біотичних зв'язків формуються тривалий час і не підлягають швидкому відновленню, а, можливо, не відновлюються взагалі.

Перезволожені місцезростання, нижні яруси зімкнутого лісу, гірська рослинність – приклади екстремотопів. Так, сучасна відносна збереженість водної та прибережної рослинності, в порівнянні з деградованою майже усюди у заплавах лучною, не є наслідком стійкості першої, а впливає з важкодосяжності місць для людини. Деградація рослинності навколводних місцезростань відбувається дуже швидко, коли антропогенний тиск стає значним.

Біоценози затінених місцезростань вразливіші, ніж ті, де фактор світлового режиму є необмеженим. Більшість тіневитривалих видів – низькорослі і повільно ростуть. Але питання тут полягає не лише у недостатній кількості світла, а і у значній морфологічній та фізіологічній спеціалізації рослин, які зростають при маргінальних умовах. Будь-яка спеціалізація зменшує широту адаптивної реакції. Існуючи в умовах стресу, спеціалізовані види вразливі також і тому, що здебільшого їх популяції малочисельні.

Відносна збереженість гірської рослинності пояснюється виключно важкодосяжності для людей чи ведення господарства. Це не прояв стійкості, це наслідок меншого фактичного антропогенного впливу. У горах, де його вплив стає інтенсивнішим (перехрестя гірських стежок, околиці гірських поселень і т.п.), можна бачити, що природна рослинність швидко деградує, розвивається ерозія. На рівнині – рослинність на вододілах стійкіша за зростаючу на схилах, а потужний дерновий горизонт захищає ґрунти від розмивання.

Не спостерігається кореляції між стійкістю біоценозів і видовим багатством. Тут спрацьовує правило – що менше у біоценозі видів, то менший вклад емерджентних властивостей системи (зв'язків) і більший вклад стійкості самих видів (елементів). Тому, стійкість флористично збіднених, як правило, монодомінантних, рослинних угруповань залежить від того, з яких видів вони складаються – стійких чи ні. Кількаметрові зарості очерету – стійкі і чинять механічний опір людині, а флористично збіднені псамофітні ценози – навпаки, вразливі. Рослинність на пісках нестійка ще і через рухливість субстрату та вузькоспеціалізований характер псамофітної флори.

Стійкість прямо залежить від часу, необхідного для відновлення структури біоценозу. Якщо складна ценотична структура формувалася не одне століття, то, порушивши цю структуру, ми її втратимо. Антропогенний фактор спрощує структуру природних біоценозів, формує синантропні (сегетальні, рудеральні) біоценози без чіткої диференціації ніш, зі слабкою міжвидовою асоційованістю. Останні потребують дії антропогенного фактору для свого існування,

бо за стабільних умов програють аборигенним видам, які конкурентно їх витісняють.

Розглянуті приклади дозволяють збагнути, наскільки складною є проблема стійкості біотичних систем різних рівнів організації живого. Візуальним проявом стійкості є відсутність зовнішніх змін системи протягом тривалого часу. Це результат того, що процеси, які відбуваються всередині неї, урівноважені, тому динаміка біосистеми ззовні непомітна. Отже, априорі біотична система, що не досягла рівноваги, є менш стійкою, бо змінюється сама по собі, навіть за відсутності зовнішнього впливу.

Стійкість біотичних систем залежить, але не визначається повністю стійкістю систем(и) підпорядкованого рівня. Зрозуміло, що біоценоз, у якому зростають червонокнижні види, буде уразливим, як і популяції. Але система – це не лише набір елементів, а ще й структура. Для того, щоб відновити біоценоз, недостатньо просто помістити на одній території популяції тих видів, з яких він складається. Час, необхідний на відновлення взаємозв'язків між елементами – це час на відновлення структури, того доданку, на який відрізняється біоценоз від набору популяцій, а популяція – від сукупності особин.

Аналіз стійкості має сенс лише у контексті. Наприклад, стійкість до антропогенного і природних чинників буде різною. У відношенні природних чинників конкурентність видів має значення, а у відношенні антропогенного впливу – найчастіше ні. У останньому випадку добір відсутній, форс-мажорний фактор, у тому числі антропогенний, знищує види невідбирково – і пристосовані, і непристосовані.

У ранг екологічного закону щодо стійкості біотичних систем надвидового рівня можна підняти зазначене *правило «середніх умов»*: стійкість найвища за середніх екологічних умов, середньої кількості елементів, середньої складності структури, середнього часу формування (розвитку). У маргінальних умовах види вузькоспеціалізовані, і стійкість системи біоценозу знижується через низьку стійкість елементів підпорядкованої системи – видів і

популяцій. Надто складна структура формується довго і потребує тривалого часу для відновлення – тому стійкість системи біоценозу знижується через невідновлюваність його структури, хоча самі елементи підпорядкованої системи (види і популяції) можуть бути відносно стійкими.

#### **4.2. Екологічні закони і принципи на яких повинні базуватися нормування антропогенного навантаження та раціональний екоменеджмент**

Більшість наведених нижче законів стосуються екосистемного (біоценотичного) рівня, проте їх можна застосувати у відношенні систем живого будь-якого рівня. Розробка стандартів нормування навантаження, запровадження режимів природокористування, зонування територій із охоронним статусом повинні базуватися на фундаментальних законах і принципах екології [70] і неможливі без цілісного екосистемологічного підходу.

1. У природі немає «зайвого». Кожен вид – є віддзеркаленням комплексу факторів, що діють чи діяли в минулому. Будь-який вид чи різновидність, що опинився на певній території внаслідок дії природних факторів, без участі навмисної чи ненавмисної з боку людини, є цінністю, і принцип «не зашкодь» стосується біорізноманіття в цілому.
2. «Усе пов'язано з усім», мережа зв'язків охоплює кожен елемент біотичної системи декілька разів. Не існує видів, зникнення яких не мало б наслідків. Вузлові, або ядерні, елементи (популяції і види) є системоутворючими, втрата лише одного з них може призвести до руйнування біотичної системи в цілому.
3. Живий компонент біогеоценозу (екосистеми) реактивніший за косний (неживий). Тому, перш за все, треба враховувати зміни у ньому, як такі, що дозволять раніше діагностувати втрату рівноваги і вжити раціональних заходів до початку розбалансування. Косний компонент інертніший, змінюється повільніше, але забезпечує буферність біотичної системи.

4. Біогеоценотичні системи надлишкові за рахунок багаторазового дублювання функцій різними видами і популяціями. Адаптивна реакція і стійкість таких систем забезпечується функціональним заміщенням втраченого елемента іншим.
5. Біотичні системи надвидового рівня в певному розумінні «безсмертні», не знищуються, а переходять з одного стану в інший. Цей перехід завжди необоротний. Тому вкрай важливо вживати превентивних заходів, до початку розбалансування.
6. Біотичні системи мають значний латентний період реакції на несприятливий фактор. Тривалість латентного періоду залежить від складності структури системи, яка визначає її можливості асимілювати і гасити негативний вплив. Тому тривалий час зміни в таких системах непомітні за рахунок механізмів гомеостазису.
7. Хронічна дія допорогових за силою несприятливих факторів із часом знижує поріг стійкості. Це слід трактувати як явище *втоми екосистеми*, кумулятивний ефект від якого, врешті-решт, призведе до незворотних змін.
8. Незалежно від природи негативних факторів (природні чи антропогенний), які діють на екосистему, її пристосувальна реакція спрямована в бік формування нової системи з вищим рівнем стійкості, з вищим положенням термодинамічного дна.
9. Дія сильних негативних факторів (природні чи антропогенний) спрощує структуру біотичних систем, зменшує біорізноманіття, породжує конвергентні процеси та призводить до формування її з однотипних елементів – видів, які подібні за життєвими стратегіями, фітоценотичною роллю, біоморфами. У такому випадку, значне перекривання екологічних ніш підвищує напруженість конкуренції, але збільшується стійкість системи в цілому за рахунок багаторазового функціонального дублювання.
10. У періоди стабільності – біорізноманіття, навпаки, збільшується внаслідок диференціації екологічних ніш, відбувається ускладнення структури – ярусної, горизонтальної і т.п. Існує чіткий взаємозв'язок між змінами складу і структури системи:

поява нових видів призводить до перебудови структури біоценозу, і, навпаки, як наслідок змін структури з'являються нові екологічні ніші, які заповнюються новими видами.

11. Допустимий рівень антропогенного навантаження має завжди визначатися за найвразливішим функціональним елементом. Адаптивний потенціал екосистеми в цілому залежить від найнестабільнішого компонента («bottlenecking», принцип пляшкової горловини).
12. Розвиток біотичних систем, що відбувається внаслідок їх адаптації, завжди векторизований. Біотична система ніколи не повертається у вихідний стан, як кажуть, проходить точку неповернення. Навіть, якщо на перший погляд системотворчі елементи (едифікатори та доміанти і т.п.) не змінилися, усе одно це нова система з новим набором елементів та структурою.
13. Відновлення рівноваги біотичної системи потребує більше часу, ніж зсув рівноваги, тому стійкість біотичної системи у найбільшій мірі залежить від часу, необхідного для відновлення її структури.
14. Найбільша стійкість у біотичних систем, що сформувалися за середніх умов – середньої інтенсивності екологічних факторів, середньої складності ценотичної структури, середньої чисельності елементів і біопродуктивності, середнього часу від початку формування системи.

#### **4.3. Раціональне природокористування на об'єктах, що використовуються з рекреаційною метою**

Відразу зазначимо, що підхід, спрямований на зменшення антропогенного навантаження, ми вважаємо непродуктивним, бо він віддаляє нас від реальності. Як, наприклад, зменшити навантаження на природний комплекс, якщо він знаходиться в місті чи в безпосередній близькості до нього? Отже, мова піде про зменшення негативних наслідків від антропогенного навантаження, шляхом його превентивного врегулювання.

Антропогенні навантаження поділяють на низькі, безпечні, оптимальні, допустимі, критичні і катастрофічні. Біотичні системи, що володіють різною стійкістю, досягають однакових стадій дигресії при різних антропогенних навантаженнях та, навпаки, за однакового навантаження зміни в них будуть різними. За допустимі антропогенні навантаження можна вважати такі, що не завдають природному комплексу серйозного збитку, дозволяють зберегти його структуру та функціонування в колишньому режимі. Не варто ототожнювати допустимі й оптимальні навантаження, які завжди менші за допустимі.

У лісовій рекреалогії спираються на прямий підрахунок щільності стежок, вибитої площі, слідів від багать і т.п. Існують і оригінальніші методи, зокрема, «трамплеометричний» («trampling» – топтання, «metron» – міряти), запропонований Н. Дж. Бейфілдом у 1971 році [3]. Він полягає у закопуванні в ґрунт через рівні інтервали малопомітних дротиків довжиною біля 5 см з підрахунком кількості тих, що були погнуті. Це дозволяє визначати кількість відвідувачів, їх розподіл по території і тривалість перебування. Але проблема такої оцінки не лише в тому, що усі прямі методи підрахунку є трудомісткими, а головне – вони не відображають реакції біоти на антропогенний чинник, а отже не мають ніякого відношення до ключового питання – стійкості біотичної системи.

Процедура визначення норм допустимого навантаження для конкретного природного об'єкту повинна розпочинатися зі збору й аналізу наявної інформації про потенційні загрози, оцінки сучасного стану біоти та морфолітогенної основи.

Питання фіксації початкового стану біоти природного об'єкту вкрай важливе. Без нього неможливо контролювати наслідки і ефективність окремих заходів чи режиму експлуатації. Повна характеристика усіх компонентів природного комплексу обов'язкова для особливо цінних природних об'єктів, а також тих, що знаходяться в 30-кілометровій зоні впливу брудних підприємств – хімічних, нафтопереробних, вугільних та інших. У такому випадку необхідно здійснити повне дослідження усіх компонентів природного об'єкту

(паспортизацію): складання списків флори і фауни, фіксація стану популяцій найуразливіших видів, виявлення осередків інвазійних видів, укладання геоботанічної характеристики, створення електронної мапи і т.п. У разі закладання парків, у випадках, коли передбачається використання природного комплексу лише з рекреаційною метою та за відсутності значних джерел хімічного, радіаційного забруднення, можна обмежитися наближеною візуальною бальною оцінкою.

Оскільки норми допустимого антропогенного навантаження встановлюються окремо по кожному виду впливу, то необхідно оцінити:

- джерела впливу (фізичні, хімічні, радіаційні, біотичні);
- локальність чи масштабність впливу;
- рівень впливовості, біотичний ефект;
- тривалість впливу (хронічний чи гострий фактор);
- періодичність впливу (постійний, епізодичний, сезонний);
- потенційні швидкі та пізні наслідки.

Для оцінки природного комплексу необхідно визначити індикативні ключові показники, здійснити їх класифікацію в залежності від майбутнього режиму експлуатації та дати бальну оцінку. Зручною є 5-бальна шкала рівнів антропогенного впливу (надмірний, вище середнього, середній рівень, нижче середнього, невиражений). Кількість балів має бути такою, щоб різниця між ними інтуїтивно упізнавалася б при візуальному аналізі території об'єкту, не виникало складнощів щодо віднесення до того чи іншого балу.

Приблизний перелік ключових індикаторів для фонового екологічного моніторингу об'єктів, які передбачається використовувати з рекреаційною метою, такий:

- рівень побутового і техногенного засмічення території;
- рівень біотичного забруднення (забур'яненість, інвазійні види);
- стан мохового та трав'яного ярусів, фрагментація шару опаду;
- рівень ерозії ґрунтів;
- середня ширина стежок, їх щільність;

- наявність колій від автотранспорту і т.п.

Необхідно дати оцінку на рівні окремих зон (частин) природного комплексу із зазначенням площ:

1. умовно-корінний стан рослинності;
2. помітні ознаки слабкого рекреаційного впливу (сліди від сміття, стихійні стежки);
3. наявні кількісні зміни видового складу фітоценозів;
4. відбулися якісні і незворотні зміни фітоценозів;
5. ерозія ґрунтів.

Як правило, розрізняють зони особливої охорони, регульованої рекреації, керованого природокористування, господарську і адміністративну. Зонування території повинно максимально враховувати паттерн існуючих максимумів антропогенного впливу, що виник стихійно. Наприклад, за можливості прокласти стежку в декількох місцях, краще запланувати її там, де вже є ознаки інтенсивного пішого руху (витоптана трава, колії від транспорту і т.п.). Якщо не врахувати стихійний розподіл максимумів антропогенного навантаження і вжити примусово-адміністративну схему зонування, то найближчі декілька років пройдуть у авральному її переплануванні і призведуть до непоправних втрат.

Визначення норм допустимого антропогенного навантаження у конкретному випадку залежить від багатьох факторів:

- кліматичних умов природної зони, де знаходиться об'єкт;
- категорії цільового використання об'єкту чи території;
- екологічного, фітосанітарного стану і т.п.;
- стійкості головної екосистеми;
- існуючих норм для подібних (за площею, призначенням) об'єктів;
- наявності охоронного статусу частин території чи усього об'єкту;
- зростання вразливих видів рослин, перебування тварин, що охороняються;
- техногенної, екологічної обстановки суміжних територій;

- розташування відносно забудови, автомагістралей, брудних промислових об'єктів.

Для рекреаційних об'єктів благоустрій території – один із найдієвіших способів акумулювати негативний ефект впливу на природу в одних місцях, зберігаючи інші. Пішохідні маршрути з бруківкою перешкоджають виникненню промоїн, ерозії ґрунту, зменшують витоптування стихійних стежок. Ґрунтові стежки можна намітити по краях натягнутим дротом, що зменшує іррадіацію впливу рекреантів на узбіччя. Місця для стаціонарного відпочинку з баками для сміття зменшать розповзання засмічення і появу стихійних місць відпочинку. Обмеження входу на територію через пропускні пункти, механічні перешкоди для заїзду автотранспорту та зона паркування теж важливі заходи превентивного врегулювання антропогенного впливу. Вказівники маршрутів, санвузлів, карта-схема парку, супровід екскурсаводом, інформаційний сайт парку – прості та дієві заходи контролювати пікові навантаження. Пропагування незасмічення, екологічна реклама повільно, але теж роблять свою справу.

Не варто розглядати антропогенний вплив як загрозу окремим популяціям (рідкісних рослин чи полохливих тварин). Природний комплекс – це біотична система, тому лише комплексні заходи дієві. Моніторинг, перш за все, повинен стосуватися біоти, але це не означає, що інші компоненти екосистеми неважливі. Так, ерозія ґрунтів – це постфактум прорахунку, недоліків схеми екоменеджменту, зробити щось на цьому етапі вже неможливо. У разі введення в природокористування спочатку встановлюють норми навантажень, апріорі жорсткіші, аніж ті, що гіпотетично передбачаються безпечними. Поступово збільшуючи рекреаційну ємність, треба уважно спостерігати за змінами лісової екосистеми щонайменше 3 – 5 років, щоб у випадку появи ознак розбалансування терміново знизити навантаження.

Необхідність дослідної експлуатації будь-яких норм пояснюється тим, що біотичні системи настільки складні, що врахувати усі загрози неможливо, тому головним лишається

емпіричний досвід. Окрім того, вони латентні, реагують із запізненням, тому, навіть після успішної дослідної експлуатації, необхідно запроваджувати норми щонайменше на 20% жорсткіші за перевірені.

Навіть допустиме навантаження, але тривале, має кумулятивний ефект – знижується поріг стійкості, настає втома природного комплексу. Тоді навантаження, що раніше було допустимим, виявиться критичним чи катастрофічним. Настання втоми помітне за незначними кількісними змінами на рівні окремих видів та популяцій, які не встигають відновлюватися. Збільшується і час необхідний для відновлення рівноваги.

У природному комплексі завжди є компоненти, що володіють різною стійкістю. Втрата одного з них може запустити непередбачуваний каскад реакцій. Необхідно виходити з того, щоб сумарний антропогенний вплив не викликав би негативних наслідків у найчутливішого компоненту екосистеми. Але такий підхід часто протирічить природокористуванню взагалі – отже, потрібно шукати баланс.

Замість розосередження рекреантів по території, наприклад, з метою зменшити питомий рекреаційний тиск, правильним є підхід прямо протилежний – краще концентрувати (локалізувати) вплив рекреантів у просторі та часі. Пояснюється це тим, що навантаження неодмінно буде нерівномірним, і немає гарантії, що найчутливіші компоненти екосистеми збережуться під час пікових навантажень. Локалізація рекреаційного впливу, швидше за все, призведе до втрат в одних місцях, але ми збережемо біоту в інших, а відтак – збережемо потенціал природного об'єкту чи екосистеми в цілому.

Природний об'єкт та біота повинні мати час на відпочинок. Але вивести об'єкт із експлуатації повністю неможливо. Тому необхідно планувати навантаження у часі, зменшуючи його періодично на окремі частини території. Це не позначиться на валовій рекреаційній ємності об'єкту, проте дасть можливість почергового відновлення біоти частин території. Бажано, щоб рекреаційний відпочинок

співпадав би з періодом утворення пар та народження у тварин і квітування та продукції насіння у рослин.

Норми антропогенного навантаження залежать від виду впливу – для таких видів, як екскурсії, організований туризм і т.п. норми будуть різними, бо різним є ефект за однакової інтенсивності навантажень. Відносно безпечним видом є екскурсії, внаслідок меншої тривалості перебування та керованості груп, тому норми за цим видом можуть бути м'якшими. Організований туризм агресивніше в 3 рази (відповідно, в 3 рази варто знизити норми навантажень), масовий відпочинок – в 4 рази, а самодіяльний туризм – в 7 разів [84].

Підводячи підсумок, план уведення у природокористування рекреаційного об'єкту є таким:

1. фіксація початкового стану – складання списків флори та фауни, картування місцезнаходжень вразливих видів і т.п.;
2. визначення потенційних загроз, оцінка їх біотичного ефекту, сезонності і т.п.;
3. формування переліку ключових індикаторів фонових моніторингу – рівень засміченості, ширина стежок і т.п.;
4. функціональне зонування і визначення найпроблемніших частин – периметр території, стихійні максимуми навантажень, що існують;
5. розробка заходів локалізації впливу, перетворення розпорошеного рекреаційного впливу у лінійний;
6. створення плану оперативного реагування на відхилення природного комплексу від стаціонарно-рівноважного стану, який спирається на вдалий і невдалий досвід реагування на інших подібних об'єктах;
7. визначення допустимої рекреаційної ємності, запровадження тестових норм у режимі дослідної експлуатації з навантаженнями, апріорі меншими за граничнодопустимі, за різними видами впливу;
8. фоновий моніторинг природного комплексу щонайменше кожні 5 років, а в зонах особливої уваги – щорічно;

9. зворотній зв'язок, що базується на спостереженнях за реакцією біоти, і корегування норм антропогенного навантаження за потреби.

#### **4.4. Нормування рекреаційного навантаження на лісові екосистеми**

Нормування рекреаційного навантаження повинно враховувати не лише кількість рекреантів, а й розподіл їх по території, спосіб пересування (транспортний, піший), характер відпочинку (спортивно-розважальні ігри, відпочинок вихідного дня, регулярний туризм, масовий туризм і екологічний), і, навіть, морально-естетичний профіль відвідувача (ставлення до природи, екологічна освіченість) і т.п.

*Рекреаційна ємність* – це загальна кількість рекреантів, що можуть одночасно перебувати на території об'єкту і протягом тривалого часу не викликають необоротних змін у ньому. *Питоме рекреаційне навантаження* розраховується на одиницю площі за одиницю часу. Рекреаційне навантаження визначають як добуток кількості рекреантів за обліковий період (чол. / год.\*га) на середню довжину маршрутів (м / год.\*га).

Необхідно враховувати біотичний і психокомфортний критерій. Біотичний критерій полягає в тому, щоб природокористування не наносило шкоди природному компоненту. Психокомфортний критерій – це відсутність звукового і зорового контакту між групами відвідувачів. Співвідношення психокомфортного і біотичного критеріїв залежить від установленого режиму охорони. Для об'єктів з охоронним статусом біотичний критерій у першу чергу визначає обґрунтовані ліміти відвідувачів. Якщо екскурсанти будуть пересуватися тільки по стежках невеликими групами, ризик від антропогенного впливу можна звести до мінімуму.

Величини навантажень, наведені в різних джерелах, значно відрізняються. Для паркових територій рекомендується від 30 до 150 чол. / га, для лісопаркових – від 8 до 20, для лісових – від 1 до 10

чол./га [43]. Установлені норми повинні бути реальними, а не декларативно-завищеними, враховуючи розташування відносно забудови, автомагістралі і т.п. Так, нереальними будуть норми 1,7-2,5 чол./га у лісах поблизу міста через великий наплив відпочиваючих.

Норми навантаження залежать від характеру антропогенного впливу. Для відносно безпечної екскурсійної діяльності чисельність відвідувачів може бути збільшена до 300 чол./га. Враховують зональний коефіцієнт: норми зменшують для південної тайги – в 1,3 рази; для середньої тайги – в 1,7 рази; для північної – в 2,5 рази. За підрахунками Н.С. Казанської зі співавторами до III стадії рекреаційної дигресії ялиника з кислицею в Підмосков'ї (південь лісової зони) призводить рекреаційне навантаження 14,5 чол./год.\*га за середнього довжино-часу маршруту 260 м./год.\*га [43].

Головна задача полягає у мінімізації стихійної реакції та перетворення її у врегульовану. Стежка, за умови несходження з неї – ефективний спосіб локалізувати вплив рекреантів. На самій стежці ґрунт, рослинність, ентомофауна втрачаються швидко, але це втрати, які не вимагають заходів реагування. Надалі стежка може експлуатуватися тривалий час і витримує рух сотень туристів. У разі прокладання стежок важливі їхня довжина, звивистість, безпека руху, кут огляду, наявність місць відпочинку і джерел питної води вздовж маршруту. Для екскурсій враховують можливість оглянути усі точки інтересу за один маршрут, виключити розвороти і зустрічний рух і т.п.

Пропускна здатність стежки залежить від ширини, часу перебування на ній, інтервалу руху груп, відстаней між групами та середньої швидкості руху. Кількість осіб екскурсійної групи залежить від мети екскурсії: для звичайної екскурсійної групи – 15-20 чол., для екологічного туризму – до 8 чол., що пов'язано з необхідністю екологічних спостережень. Бажано екскурсійні групи ділити на малочисельні, що сприяє збереженню невеликої ширини стежки, такими групами легше керувати і контролювати дотримання правил пересування.

Рекомендована ширина стежок – від 0,4 до 3 м. Вони не повинні займати більше 0,1% території. Навіть за умови руху лише по стежці, рослинний покрив деградує на відстані до 4 м по обидва боки. Для доріг із твердим покриттям цей показник більший у 5 разів: смуги антропогенно-трансформованої рослинності по боках мають ширину щонайменше 20-25 м. Її фітоценози мають білатеральну симетрію і є послідовними стадіями рекреаційно-дигресивного ряду в напрямку відділення від стежки чи дороги. Отже, у разі 0,1% площі під стежками ще 0,8% площі буде зайнято антропогенною рослинністю – і це незнижувальний видаток.

Стежка – зона зосередження основної кількості рекреантів. Тому флуктуації центру мас потоку людей вбік хоча б на 0,5-1 м. викликають дрейф рекреаційно-дигресивних смуг по боках стежки. Але після повернення потоку рекреантів на стежку, смуги із трансформованою рослинністю не повернуться назад, бо зміни, що відбулися, необоротні. Отже, з кожним роком навколо стежки товстішає смуга трансформованої рослинності, стежка старішає.

Ущільнення ґрунту, розбивання дернини, що перерозподіляла вологу, збільшують площинний змив і призводять до ерозії. У випадку появи ознак ерозії поблизу стежки необхідно негайно виводити її з експлуатації. Особливо це стосується схилових ділянок. Використовуються корегуючі коефіцієнти: за крутизни 5-10 град. коефіцієнт допустимого рекреаційного навантаження дорівнює 0,8, тобто 80% від норми для рівних ділянок; за 10-15 град. – 0,7; 15-20 град. – 0,6; 20-25 град. – 0,5; більше 25 град. – 0,4 [15].

#### **4.5. Нормування рекреаційного навантаження на аквальні комплекси**

Нормування рекреаційного навантаження для аквальних комплексів залежить від розміру водного об'єкту, характеру берегової лінії, дна, евтрофності, наявності течії, функціонування чи замулення підводних джерел. Норми навантаження для озер та ставків будуть жорсткішими, ніж для річок. Але, з іншого боку, реофільні види

вибагливіші, ніж лімнофільні, до чистоти води, прозорості, насиченості киснем.

Розрізняють антропогенне навантаження на прибережну смугу і на акваторію: якщо берегові комплекси менш стійкі, ніж водні, допустиме навантаження має розраховуватися за береговим компонентом, і навпаки, адже норми навантаження визначаються за найменш стійким елементом біотичної системи.

Водойма – відносно замкнута система, але необхідно враховувати надходження біогенів та забруднюючих речовин з прилеглих територій. Прибережна смуга – це зона контакту з оточуючим наземним середовищем. Багато водних організмів віддають перевагу літоралі, а наземних чи наземно-водних – узбережжю. У екотоні зосереджено найбільше видів, і саме ця частина зазнає найбільшого антропогенного впливу.

Рекреаційне навантаження біля акваторій зосереджене у відносно вузьких межах – від ізобати приблизно 1,5 м. глибини (найзручніша зона для купання) до смуги на віддалі 10-15 м від водойми. Отже, рекреаційне навантаження на водойми природно-локалізоване, на відміну від лісопарків, де воно іррадіює, поширюючись на усю площу.

Локалізований вплив безпечніший, аніж розпорошено-площинний, лише тоді, коли він діє на незначній у порівнянні з площею усього об'єкту території. У той же час, поодинокі водойми в місті, затиснуті серед житлової забудови, через брак альтернативи для відпочинку, зазнають критичного тиску на рекреаційно-привабливу смугу і швидко деградують. Користь від локалізації впливу перетворюється на шкоду. Отже, стратегія врегулювання антропогенного впливу для водойм має бути протилежною, аніж у лісових екосистем: локалізація навантаження повинна бути замінена на розосередження.

Норми рекреаційного навантаження для аквальних комплексів сильно відрізняються (від 100 до 2000 чел./га). Для пляжного

відпочинку наводять норми з розрахунку на одну людину – 6-8 м<sup>2</sup> на одне пляжне місце.

Рекреаційна ємність аквального комплексу залежить від його площі. Малі озера та річки є менш стійкими, вразливими. Якщо припустити, що ширина пляжної смуги складає 10 м., то водойми концентричного типу придатні для рекреації, повинні мати діаметр більший, ніж 100 м.

Для річок варто враховувати загальну протяжність рекреаційно-освоєних берегів уздовж усієї річки. Ближче до витoku норми рекреаційного навантаження мають бути жорсткішими. Тут менша ширина річки, і переважають організми, вибагливі до чистоти води. Рекреаційне навантаження для будь-якого відрізка річки повинно бути допустимим, інакше руйнування аквальних комплексів одного відрізка призведе до фрагментації річкової екосистеми в цілому – розділення морфологічно єдиної водойми на відокремлені частини з різним складом водних організмів.

## ПІСЛЯМОВА

Найперспективніший біоіндикатор – рослинність. Повсюдне її трапляння, важлива середоутворююча та трофічна роль, висока чутливість і багатокomпонентний склад роблять її ідеальним об'єктом для оцінки інтенсивності та з'ясування напрямків антропогенно-керованих змін біоти. Швидкість, чутливість і простота методики фітоіндикації дозволяють проводити як експрес-оцінку, так і ретельний аналіз антропогенних змін. Видовий склад містить усю необхідну і достатню інформацію для такого аналізу.

Використання для оцінки антропогенного навантаження методики фітоіндикації найкраще поєднується з традиційними класифікацією й ординацією рослинності. Еколого-флористична класифікація підводить флористичний базис, дозволяє діагностувати перехід до наступної стадії антропогенної трансформації.

Методика фітоіндикації з використанням екологічних шкал, які історично розроблялися для природних факторів, потребує певної адаптації для оцінки антропогенного впливу. Нині цей фактор у більшості випадків є не лише провідним, а й впливає на доступність для рослин інших природних факторів.

Створення екологічних шкал антропогенного фактору – задача неоднозначна. З одного боку, антропогенний вплив різноманітний – урбанізація, викиди парникових газів, фрагментація ландшафту, втрата біорізноманіття і т.п. З іншого боку, інтенсивність впливу і реакція на нього біоти здебільшого корелюють незалежно від виду впливу. Отже, для кількісної оцінки антропогенної трансформації можна зосередитися на одній інтегруючій властивості – антропотолерантності (гемеробії), здатності витримувати вплив людини, поширюватися та виживати в антропогенно-зміненому середовищі. Методика синфітоіндикації дозволяє поширити поняття гемеробії на рослинні угруповання, підвести під оцінку антропогенної трансформації угруповань ґрунтовний флористичний базис та застосувати арсенал статистичних методів.

Зміни альфа- та бета-різноманіття за слабого і сильного антропогенного впливу відбуваються по-різному. За слабого впливу альфа-різноманіття дещо зростає внаслідок збагачення антропофільними видами. У той же час, через широку екологічну валентність синантропних видів зменшується бета-різноманітність, підвищується гомогенітет рослинності, нівелюється еколого-топологічний розподіл. За сильного впливу, внаслідок зникнення природних видів, видове багатство зменшується, але бета-різноманітність може навіть зростати, бо межі фітоценозів стають чітко окресленими і визначаються зонами надмірного антропогенного впливу.

У лісовій рослинності, як і у інших типах рослинності, антропогенна трансформація має декілька векторів – рудералізація, адвентизація, апофітизація. Зміни відбуваються не лише у флористичному складі, а й у структурі фітоценозів (вертикальній, біоморфологічній і т.п.) та їх екологічних режимах. Внаслідок антропогенного впливу істотно збільшується частка однорічників (експлерентів), зростає кількість інвазійних видів, але у лісовій рослинності через структурованість і зімкнутість угруповань, ці процеси відбуваються повільніше і не настільки виражені, як у трав'яній.

Окрім зростання частки видів R-стратегії, одночасно зменшується частка стрес-толерантних, S-видів. Тому для оцінки антропогенної трансформації краще брати їх співвідношення – SR-індекс (розділ 3.7). У той же час, частка віолентів (C-видів) та CR-індекс лишаються відносно стабільними і помітно змінюються лише за інтенсивного антропогенного впливу. Індекс адвентизації та частка видів-інтродуцентів також найкраще підходять для оцінки пізніх стадій рекреаційних змін, коли суттєво зростає чужинність видового складу, тоді як на початку, коли дигресивні зміни лісової екосистеми лише розпочалися, вони малоінформативні.

Екологічні фактори гемеробії (Hm), урбанітету (Ur) та природності (NV), хоча і відображають різні аспекти антропогенної трансформації, але у разі синфітоіндикації дають однакові екологічні

ряди синтаксонів. Серед природних факторів у широколистяних лісах корелює із ступенем антропогенної трансформації показник Nt (вмісту нітрогену в ґрунті), оскільки більшість лісових нітрофілів є одночасно синантропними видами та індикаторами засмічення. Внаслідок антропогенного впливу руйнується вертикальна структура лісових екосистем. Це призводить до перерозподілу світлового режиму, більшої доступності світла для нижніх ярусів, тому зменшення зімкнутості деревного ярусу корелює із зростанням рясності чагарникового і трав'яного ярусу, а показник Lc корелює з Nm (розділи 3.2 та 3.5).

Таким чином, перелік найбільш індикативних ознак, які дозволяють за станом рослинності оцінювати ступінь її антропогенної трансформації, наступний:

- гемеробіальність угруповань – частка гемеробних видів у видовому складі (розділ 3.4);
- індекс синантропізації – частка діагностичних видів синантропних класів рослинності та їх відношення до кількості видів природних класів (розділ 3.8);
- трансформація біоморфологічної структури – зростання індексу ITG, зміна співвідношення терофіти / геофіти (розділ 3.6);
- індекси ISR та ICR, тобто співвідношення видів різних екологічних стратегій (розділ 3.7);
- ступінь чужинності видового складу – індекс адвентизації;
- фітосоціологічний спектр – співвідношення діагностичних видів різних класів рослинності (розділ 3.8);
- зміни екологічних режимів природних факторів (вміст нітрогену, світловий режим), які корелюють і опосередковані ступенем антропогенного навантаження;
- зміни ценотичної структури лісових угруповань (вертикальної та горизонтальної) (розділи 2.5, 3.2 та 3.5), а також фрагментація лісових екосистем.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Багрикова Н.А.* Антропотолерантность сообществ и стратегия сорных видов в агроценозах Крыма / Н.А. Багрикова // Черноморск. бот. ж. – 2010. – Т. 6. – № 4. – С. 468-474.
2. *Багрикова Н.А.* Сорно-полевая растительность Крыма / Н.А. Багрикова // Укр. фітосоц. зб. Сер. А. – К.: Фітосоціоцентр, 2004. – Т. 1. – С. 188.
3. *Бармин А.Н.* Анализ методов оценки рекреационного воздействия на биогеоценозы / А.Н. Бармин, А.И. Комаров, Н.С. Шуваев // Геология, география и глобальная энергия. – 2012. – Т. 2. – № 45. – С. 241-247.
4. *Бельгард А.Л.* Лесная растительность юго-востока УССР / А.Л. Бельгард. – Киев: Изд-во КГУ, 1950. – 264 с.
5. *Булохов А.Д.* Практикум по классификации и ординации растительности: Учеб. пособие / А.Д. Булохов, Ю.А. Семенищенков. – Брянск: РИО БГУ, 2009. – 118 с.
6. *Булохов А.Д.* Фитоиндикация и ее практическое применение / А.Д. Булохов. – Брянск: Изд-во БГУ, 2004. – 245 с.
7. *Булохов А.Д.* Фитоценология и флористика: анализ флоры в синтаксономическом пространстве / А.Д. Булохов // Журн. общ. биол. – 1993. – Т. 54. – № 2. – С. 201–209.
8. *Бурда Р.И.* Антропогенная трансформация флоры / Р.И. Бурда. – Киев: Наук. думка, 1991. – 168 с.
9. *Бурда Р.І.* Застосування методики оцінки антропотолерантності видів вищих рослин при створенні “Екофлори України” / Р.І. Бурда, Я.П. Дідух // Український фітосоціологічний збірник (Укр. фітосоц. зб.). Сер. С. Фітоєкологія. – 2003. – Т. 1. – № 20. – С. 34-44.
10. *Бурда Р.І.* Методика дослідження адаптивної стратегії чужорідних видів рослин в урбанізованому середовищі / Р.І. Бурда, О.А. Ігнатюк. – К.: НЦЕБМ НАН України, 2011. – 112 с.

11. *Бурда Р.І.* Тенденції змін різноманітності фітобіоти в сільськогосподарських ландшафтах рівнинної України / Р.І. Бурда // Науковий вісник Національного аграрного ун-ту. – 2006. – № 93. – С. 1–15.
12. *Вебер Х.* Международный кодекс фитосоциологической номенклатуры. 3-е издание / Х. Вебер, Я. Моравец, Ж. Терийя // Растительность России. – 2005. – Т. 7. – С. 3–38.
13. *Виноградова Ю.К.* Черная книга флоры Средней России: Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России / Ю.К. Виноградова, С.Р. Майоров, Л.В. Хорун. – М.: ГЕОС, 2010. – 506 с.
14. *Воробйов Є.О.* Синтаксономія рослинності Поліського природного заповідника / Є.О. Воробйов, Л.С. Балашов, В.А. Соломаха // Укр. фітоцен. зб. Сер. Б. – 1997. – Т. 1. – № 8. – С. 1-128.
15. Временная методика определения рекреационных нагрузок на природные комплексы при организации туризма, экскурсий, массового повседневного отдыха и временные нормы этих нагрузок. – М., 1987. – 34 с.
16. *Гончаренко І.В.* Аналіз рослинного покриву північно-східного Лісостепу України. Монографія / І.В. Гончаренко // Український фітосоціологічний збірник (Укр. фітосоц. зб.). Сер. А. – 2003. – № 1(19). – С. 1-204.
17. *Гончаренко І.В.* Екологічний аналіз місцезростань широколистяних лісів урочища Феофанія / І.В. Гончаренко // Биоразнообразие и устойчивое развитие: Материалы докладов III Международной научно-практической конференции (Симферополь, 15-19 сентября 2014 г.). – Симферополь, 2014. – С. 89-91.
18. *Гончаренко І.В.* Лісова рослинність урочища Феофанія та її антропогенна трансформація / І.В. Гончаренко, О.А. Ігнатюк, Ю.Р. Шеляг-Сосонко // Екологія та ноосферологія. – 2013. – Т. 24. – № 3-4. – С. 52-65.

19. *Гончаренко І.В.* Принципи побудови і ревізії макросинтаксономічної системи: Монографія / І.В. Гончаренко. – Суми: Сум. держ. пед. ун-т ім. А.С. Макаренка, 2007. – 141 с.
20. *Гончаренко І.В.* Методика кількісної оцінки фітоценозів за фітосоціологічним спектром / І.В. Гончаренко, О.О. Сенчило, Я.П. Дідух // Чорноморський ботанічний журнал. – 2013. – Т. 9. – № 4. – С. 485–496.
21. *Гончаренко І.В.* Флористична класифікація лісів Лісостепової Сумщини / І.В. Гончаренко // Український фітосоціологічний збірник (Укр. фітосоц. зб.). Сер. А. – 2001. – Т. 1. – № 17. – С. 3-17.
22. *Горчаковский П.Л.* Антропогенные изменения растительности: Мониторинг, оценка, прогнозирование / П.Л. Горчаковский // Экология. – 1984. – Т. 5. – С. 3-16.
23. *Горчаковский П.Л.* Синантропизация растительного покрова в условиях заповедного режима / П.Л. Горчаковский, Е.В. Козлова // Экология. – 1998. – Т. 3. – С. 171-177.
24. *Гусев А.П.* Антропогенная трансформация геосистем юго-востока Белоруссии в XVIII-XX веках: Ландшафтно-экологический анализ / А.П. Гусев, С.В. Андрушко // Географический вестник. – 2012. – Т. 3. – № 22. – С. 15-20.
25. *Гусев А.П.* Особенности сукцессий растительности в ландшафтах, нарушенных деятельностью человека (на примере юго-востока Белоруссии) / А.П. Гусев // Сибирский экологический журнал. – 2012. – № 2. – С. 231–236.
26. *Гусев А.П.* Информационно-аналитическая система для оценки антропогенной нарушенности лесных ландшафтов / А.П. Гусев, А.С. Соколов // Вестник Томского государственного университета. – 2008. – № 309. – С. 176-179.
27. *Дидух Я.П.* Использование фитоиндикационных оценок при изучении структуры лесных экосистем / Я.П. Дидух, Д.Г. Емшанов, Ю.А. Школьников // Экология. – 1997. – № 5. – С. 353-360.

28. *Дидух Я.П.* Эколого-ценологические особенности поведения некоторых реликтовых и редких видов в свете теории оттеснения реликтов / Я.П. Дидух // Ботан. журн. – 1988. – Т. 73. – № 12. – С. 1686-1698.
29. *Дідух Я.П.* Екофлора України. Т. 1 / Я.П. Дідух, В.М. Єрмоленко, І.А. Коротченко, Р.І. Бурда, Г.М. Каркуцієв. – К.: Фітосоціоцентр, 2000. – 284 с.
30. *Дідух Я.П.* Методика синфітоіндикаційної оцінки біотопів та аспекти її використання / Я.П. Дідух // Фізична географія та геоморфологія. – 2013. – № 2. – С. 46–54.
31. *Дідух Я.П.* Основи біоіндикації / Я.П. Дідух. – Київ: Наук. думка, 2012. – 344 с.
32. *Дідух Я.П.* Фітоіндикація екологічних факторів / Я.П. Дідух, П.Г. Плюта. – К.: Ін-т ботаніки НАН України, 1994. – 280 с.
33. *Дідух Я.П.* Оцінка енергетичного потенціалу екотопів залежно від ступеня їх гемеробії на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу / Я.П. Дідух, І.В. Хомяк // Укр. ботан. журн. – 2007. – Т. 64. – № 1. – С. 62-77.
34. *Дымова Т.В.* Критерии устойчивости и оценка состояния растительности дельты р. Волги под влиянием антропогенного воздействия / Т.В. Дымова, Л.Ю. Чуйкова, Ю.С. Чуйков. – Астрахань: Астраханский ун-т, 2011. – 160 с.
35. *Егоров А.Г.* Рекреационная трансформация травяного покрова водоохраной зоны Крапивинского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / А.Г. Егоров. – Новосибирск, 2005. – 17 с.
36. *Жуков А.В.* Фитоиндикационное оценивание измерений, полученных при многомерном шкалировании структуры растительного сообщества / А.В. Жуков // Биологический вестник Мелитопольского государственного педагогического университета им. Богдана Хмельницкого. – 2015. – Т. 5. – № 1. – С. 69-93.
37. *Злобин Ю.А.* Основные тенденции развития эколого-функциональных классификаций растений / Ю.А. Злобин //

- Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 1-6. – С. 1470-1472.
38. *Злобин Ю.А.* Популяционная экология растений: Современное состояние, точки роста / Ю.А. Злобин. – Сумы: Унив. книга, 2009. – 263 с.
  39. *Зосимова Э.Е.* Рекреационные ресурсы пригородной зоны как объекты развития природного туризма / Э.Е. Зосимова // Проблемы региональной экологии. – 2006. – № 6. – С. 125-131.
  40. *Ильминских Н.Г.* Экотопологическая структура городской флоры / Н.Г. Ильминских // Актуальные проблемы сравнительного изучения флор. Материалы 3-го раб. совещ. по сравнительной флористике (Кунгур, 1988 г.). – СПб., 1994. – С. 269-276.
  41. *Ишбирдина Л.М.* Урбанизация как фактор антропогенной эволюции флоры и растительности / Л.М. Ишбирдина, А.Р. Ишбирдин // Журн. общ. биол. – 1992. – Т. 53. – № 2. – С. 211–223.
  42. *Ишмуратова М.М.* Использование показателей гемеробии для оценки уязвимости некоторых видов орхидей южного Урала и устойчивости растительных сообществ / М.М. Ишмуратова, А.Р. Ишбирдин, И.В. Суюндуков // Биологический вестник. – 2003. – Т. 7. – С. 33-36.
  43. *Казанская Н.С.* Рекреационные леса (состояние, охрана, перспективы использования) / Н.С. Казанская, В.В. Ланина, М.М. Марфенин. – М.: Лесная промышленность, 1977. – 96 с.
  44. *Казанская Н.С.* Методика изучения влияния рекреационных нагрузок на древесные насаждения лесопаркового пояса г.Москвы в связи с вопросом организации территорий массового отдыха и туризма / Н.С. Казанская, В.В. Ланина. – М., 1975. – 68 с.
  45. *Королюк А.Ю.* Использование экологических шкал в геоботанических исследованиях / А.Ю. Королюк // Актуальные проблемы геоботаники. 3-я Всероссийская школа--конференция. Лекции. – Петрозаводск, 2007. – С. 176-197.

46. *Кучер О.О.* Историчний огляд основних класифікацій видів адвентивних рослин / О.О. Кучер // Біологічні студії. – 2014. – Т. 8. – № 1. – С. 247–254.
47. *Мартыненко В.Б.* О формальных и неформальных оценках флористического разнообразия (на примере сосняков Южного Урала) / В.Б. Мартыненко, Б.М. Миркин // Экология. – 2003. – Т. 5. – С. 336-340.
48. *Миркин Б.М.* Вклад синтаксономии на основе подхода Браун-Бланке в изучение сукцессий растительных сообществ / Б.М. Миркин, Л.Г. Наумова, В.Б. Мартыненко, П.С. Широких // Экология. – 2015. – Т. 46. – № 4. – С. 303-308.
49. *Миркин Б.М.* Использование синтаксономии для изучения антропогенной динамики растительности / Б.М. Миркин, С.М. Ямалов, А.В. Баянов, Н.М. Сайфуллина // Растительность России. – 2012. – № 20. – С. 11-20.
50. *Миркин Б.М.* Краткий энциклопедический словарь науки о растительности / Б.М. Миркин, Л.Г. Наумова. – Уфа: Гилем, Башк. энцикл., 2014. – 288 с.
51. *Миркин Б.М.* Наука о растительности (История и современное состояние основных концепций) / Б.М. Миркин, Л.Г. Наумова. – Уфа: Гилем, 1998. – 413 с.
52. *Миркин Б.М.* Количественные методы классификации, ординации и геоботанической индикации / Б.М. Миркин, Г.С. Розенберг // Итоги науки и техники. Ботаника. – М.: ВИНТИ, 1979. – Т. 3. – С. 71-137.
53. *Миркин Б.М.* Современное состояние и тенденции развития классификации растительности методом Браун-Бланке / Б.М. Миркин // Итоги науки и техники. Ботаника. – М.: ВИНТИ, 1989. – Т. 9. – С. 1-128.
54. *Миркин Б.М.* Что такое синтаксономическая коррекция в методе Браун-Бланке / Б.М. Миркин // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1986. – Т. 91. – С. 84–92.

55. *Ниценко А.А.* Рецензия: Л.Г. Раменский, И.А. Цаценкин, О.Н. Чижиков, Н.А. Антипин Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / А.А. Ниценко // Ботан. журн. – 1957. – Т. 42. – № 7. – С. 1110–1114.
56. *Пестряков Б.* Гемеробиальность растений Якутии / Б. Пестряков, М. Черосов, А. Ишбирдин // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки. – 2011. – Т. 15/1. – № 9 (104). – С. 131-135.
57. *Пестряков Б.Н.* Гемеробиальность растительных сообществ Якутии (опыт корректировки методики) / Б.Н. Пестряков, М.М. Черосов, А.Р. Ишбирдин, П.А. Гоголева // Отечественная геоботаника: Основные вехи и перспективы: Мат. всерос. науч. конф. Санкт-Петербург. – 2011. – Т. 2. – С. 436-439.
58. *Пестряков Б.Н.* Анализ парциальных флор прибрежно-водных и водных сообществ Якутии по степеням гемеробии / Б.Н. Пестряков, А.Р. Ишбирдин // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 1-7. – С. 1812-1815.
59. *Поварніцин В.О.* Типи лісу дослідного лісництва Академії наук Української РСР «Феофанія» / В.О. Поварніцин, М.І. Шендріков // Укр. ботан. журн. – 1957. – Т. 14. – № 1. – С. 75-85.
60. *Погребняк П.С.* Основы лесной типологии / П.С. Погребняк. – Киев: Изд-во АН УССР, 1955. – 456 с.
61. *Протопопова В.В.* Синантропная флора Украины и пути ее развития / В.В. Протопопова. – Киев: Наук. думка, 1991. – 202 с.
62. *Протопопова В.В.* Фітоінвазії. II. Аналіз основних класифікацій, схем і моделей / В.В. Протопопова, М.В. Шевера // Промышленная ботаника. – 2012. – № 12. – С. 88-95.
63. *Работнов Т.А.* Изучение ценотических популяций в целях выяснения «стратегии жизни» видов растений / Т.А. Работнов // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1975. – Т. 80. – № 2. – С. 5-17.
64. *Работнов Т.А.* О типах стратегии растений / Т.А. Работнов // Экология. – 1985. – № 3. – С. 3-12.

65. *Радченко В.Г.* Парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва «Феофанія»: Історія створення, соціально-екологічна роль, шляхи збереження / В.Г. Радченко, О.М. Байрак // Жива Україна. – 2009. – № 1-2. – С. 2-4.
66. *Раков Н.С.* Лесостепной флористический комплекс урочища Сиуч (Ульяновское Предволжье) / Н.С. Раков, С.А. Сенатор // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. – 2010. – Т. 19. – № 4. – С. 72-97.
67. *Раменский Л.Г.* Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель / Л.Г. Раменский. – М.: Сельхозгиз, 1938. – 620 с.
68. *Раменский Л.Г.* Основные закономерности растительного покрова и их изучение / Л.Г. Раменский // Вестн. опытного дела Средне-Чернозёмной области. – Воронеж: Обл. ред. изд. комитета НКЗ, 1924. – С. 37–73.
69. *Раменский Л.Г.* Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову / Л.Г. Раменский, И.А. Цаценкин, О.Н. Чижиков, Н.А. Антипин. – М.: Сельхозгиз, 1956. – 472 с.
70. *Реймерс Н.Ф.* Экология (теории, законы, правила принципы и гипотезы) / Н.Ф. Реймерс. – М.: Россия Молодая, 1994. – 367 с.
71. *Сёмкин Б.И.* Дескриптивные множества и их приложения / Б.И. Сёмкин // Исследование систем : Т. 1. Анализ сложных систем. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1973. – С. 83-94.
72. *Сенчило О.О.* Методологія характеристики синтаксонів як багатопараметричних систем : Природничі науки / О.О. Сенчило, І.В. Гончаренко // Вісн. Донец. нац. ун-ту. – 2008. – Т. 2. – С. 346-354.
73. *Серебряков И.Г.* Экологическая морфология растений. Жизненные формы покрытосеменных и хвойных / И.Г. Серебряков. – М.: Высшая школа, 1962. – 378 с.
74. *Соболев Л.Н.* Методика эколого-типологического исследования земель применительно к горным районам Средней Азии и Казахстана / Л.Н. Соболев. – Фрунзе: Илым, 1978. – 112 с.

75. *Соломаха В.А.* Синантропна рослинність України / В.А. Соломаха, О.В. Костильов, Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К.: Наук. думка, 1992. – 252 с.
76. *Соломаха В.А.* Синтаксономія рослинності України. Третє наближення / В.А. Соломаха. – Київ: Фітосоціоцентр, 2008. – 296 с.
77. *Ткаченко В.С.* Структурні зміни рослинного покриву заповідного лучного степу «Михайлівська цілина» за даними великомасштабного картування у 2001 р. / В.С. Ткаченко, А.П. Генів, Г.Н. Лисенко // Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова». – 2001. – Т. 5. – С. 7-17.
78. *Ткаченко В.С.* Динаміка структури рослинного покриву заповідника Михайлівська цілина / В.С. Ткаченко, Н.О. Парахонська, Л.Г. Шеремет // Укр. ботан. журн. – 1984. – Т. 41. – № 3. – С. 71-74.
79. *Ткаченко В.С.* Фітоценотичний моніторинг резерватних сукцесій в Українському степовому заповіднику / В.С. Ткаченко. – К.: Фітосоціоцентр, 2004. – 184 с.
80. *Уиттекер Р.* Сообщества и экосистемы / Р. Уиттекер. – Москва: Прогресс, 1980. – 326 с.
81. *Фіцайло Т.В.* Екологічні особливості диференціації ценофлор Київського плато / Т.В. Фіцайло // Укр. фітоцен зб. Сер. А. Фітосоціологія. – 1998. – Т. 1. – № 10. – С. 36-47.
82. *Ханбеков Р.И.* Определение рекреационных нагрузок на лесные площади / Р.И. Ханбеков // Современные проблемы рекреационного лесопользования. – М.: Гослесхоз СССР, 1985. – С. 137-138.
83. *Хом'як І.В.* Фітоіндикаційний аналіз ступеня трансформації екосистем Центрального Полісся / І.В. Хом'як // Питання біоіндикації та екології. – 2012. – Т. 17. – № 1. – С. 3-11.
84. *Хорошев А.В.* Определение допустимой нагрузки на участки Дальневосточного морского государственного природного биосферного заповедника (ДВМГБЗ) и его охранной зоны,

открытые для посещения и окружающих участков: Итоговый отчет / А.В. Хорошев, В.П. Чижова, А.Н. Малютин. – М., 2012. – 160 с.

85. *Цаценкин И.А.* Экологические шкалы для растений пастбищ и сенокосов горных и равнинных районов Средней Азии, Алтая и Урала / И.А. Цаценкин. – Душанбе: Изд-во «Донишъ», 1967. – 226 с.
86. *Цыганов Д.Н.* Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов / Д.Н. Цыганов. – М.: Наука, 1983. – 197 с.
87. *Чурилов А.М.* Адвентивні види в складі лісової рослинності півдня Київського Полісся / А.М. Чурилов, Б.Є. Якубенко // Наукові доповіді НУБіП України: електронний журнал. – 2014. – Т. 6. – № 48.
88. *Шевчик В.Л.* Синтаксономія рослинності та список флори Канівського природного заповідника / В.Л. Шевчик, В.А. Соломаха, Ю.О. Войтюк // Укр. фітоцен. зб. Сер Б. – Київ: Фітосоціоцентр, 1996. – Т. 1(4). – С. 1-119.
89. *Широких П.С.* Опыт синтаксономического и ординационного анализа восстановительной сукцессии на вырубках светлохвойных бореальных лесов Южного Урала / П.С. Широких, В.Б. Мартыненко, А.М. Кунафин // Экология. – 2013. – № 3. – С. 169–176.
90. *Якубенко Б.Є.* Геоботаніка: Глумачний словник. Навчальний посібник. / Б.Є. Якубенко, С.Ю. Попович, І.П. Григорюк, П.М. Устименко. – К.: Фітосоціоцентр, 2015. – 485 с.
91. *Якубенко Б.Є.* Флора і рослинність Голосіївського лісу та прилеглих територій / Б.Є. Якубенко, І.М. Григора // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 21-34.
92. *Якубенко Б.Є.* Біоморфологічний аналіз флористичної структури лісової рослинності півдні Київського Полісся / Б.Є. Якубенко, А.М. Чурилов // Інтродукція рослин, збереження та збагачення

- біорізноманіття в ботанічних садах та дендропарках: Матеріали міжнародної наукової конференції. – 2015. – С. 269-270.
93. *Ямалов С.М.* Использование фитосоциологического спектра для изучения антропогенной динамики растительности / С.М. Ямалов, А.В. Баянов, Н.М. Сайфуллина, Р.М. Хазиахметов, Б.М. Миркин // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 1-5. – С. 1420-1424.
94. *Blume H.P.* Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen / H.P. Blume, H. Sukopp // Schr. Reihe Vegetationskunde. – 1976. – Vol. 10. – P. 75-79.
95. *Borhidi A.* Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora / A. Borhidi // Acta Botanica Hungarica. – 1995. – Vol. 39. – № 1-2. – P. 97–181.
96. *Didukh Y.P.* The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication / Y.P. Didukh. – Kyiv: Phytosociocentre, 2011. – 176 p.
97. *Ellenberg H.* Zeigerwerte der Gefäßpflanzen spflanzen Mitteleuropas / H. Ellenberg // Scripta Geobotanica. – 1974. – Vol. 9. – P. 1-97.
98. *Ellenberg H.* Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa / H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Dull, V. Wirth, W. Werner, D. Paulisen // Scripta Geobotanica. – Göttingen: Verlag Erich Goltze KG, 1991. – Vol. 18. – P. 248.
99. *Falinski J.B.* Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism / J.B. Falinski // Phytocoenosis. – 1998. – Vol. 10. – P. 163-186.
100. *Fijałkowski D.* Zespoły roślinne Lubelszczyzny / D. Fijałkowski. – Lublin: Wydaw. UMCS, 1991. – 303 p.
101. *Frank D.* Biologisch-Ökologische Daten Zur Flora der DDR / D. Frank, S. Klotz. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1990. – 167 p.
102. *Grime J.P.* Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory / J.P.

- Grime // *The American Naturalist*. – 1977. – Vol. 111. – P. 1169-1194.
103. *Hill M.* Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact / M. Hill, D. Roy, K. Thompson // *Journal of Applied Ecology*. – 2002. – Vol. 39. – № 5. – P. 708–720.
104. *Jalas J.* Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. / J. Jalas // *Acta Societatis Pro Fauna et Flora Fennica*. – 1955. – Vol. 72. – № 11. – P. 1-15.
105. *Kampstra P.* Beanplot: A Boxplot Alternative for Visual Comparison of Distributions / P. Kampstra // *Journal of Statistical Software*. – 2008. – Vol. 28. – Beanplot. – № Code Snippet 1.
106. *Klotz S.* Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation / S. Klotz, I. Kühn // *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. – 2002. – Vol. 38. – P. 241–246.
107. *Kopecký K.* A new approach to the classification of anthropogenic plant communities / K. Kopecký, S. Hejný // *Vegetatio*. – 1974. – Vol. 29. – № 1. – P. 17–20.
108. *Kornas J.A.* Geographical-historical classification of synanthropic plants / J.A. Kornas // *Mater. Zasl. Fito- soc. Stos. UW*. – 1968. – Vol. 25. – № 25. – P. 33-41.
109. *Kowarik I.* Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe / I. Kowarik // *Urban Ecology: Plants and Plant Communities in Urban Environments* / eds. H. Sukopp, S. Hejný, I. Kowarik. – Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1990. – P. 45-74.
110. *Kunick D.* Zonierung des Stadtgebietes von Berlin (West). Ergebnisse floristischer Untersuchung / D. Kunick // *Gen. Schriftenr. D. Fachber. Landschaftsentwicklung u. Umweltforsch.* – 1982. – Vol. 14. – P. 1-164.
111. *Landolt E.* Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora / E. Landolt // *Veröff. Geobot. Inst. ETH. Zurich*. – 1977. – Vol. 64. – P. 1-208.
112. *Legendre P.* Anova.1Way.R: One-way anova with permutation test [Электронный ресурс]. – URL:

- <http://adn.biol.umontreal.ca/~numerica/ecology/Rcode/> (дата обращения: 08.01.2016).
113. *MacArthur*. The Theory of Island Biogeography : Reprint edition of 1967 / MacArthur, H. Robert, E.O. Wilson. – Princeton University Press, 2001. – 224 p.
114. *Matuszkiewicz W.* Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roslinych Polski / W. Matuszkiewicz. – Warszawa, 1981. – 298 p.
115. *Moravec J.* Rostlinná společenstva České Republiky a jejich ohorožení / J. Moravec, a kol. – Severoceskou Prirodou. Priloha., 1995. – 206 p.
116. *Mucina L.* Conspectus of classes of European vegetation / L. Mucina // Folia Geobotanica. – 1997. – Vol. 32. – № 2. – P. 117–172.
117. *Naegeli O.* Die Flora des Kantons Zurich. I Teil: Die Ruderal- und Adventivflora / O. Naegeli, A. Thellung // Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zurich. – 1905. – № 50. – P. 225-305.
118. *Oberdorfer E.* Pflanzensoziologische Exkursionsflora / E. Oberdorfer. – Stuttgart: Ulmer, 1994. – 1050 p.
119. *Oksanen J.* vegan: Community Ecology Package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. Version 2.4-0. [Электронный ресурс]. – URL: <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/> (дата обращения: 08.01.2016).
120. *Pearson K.* On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling / K. Pearson // Philosophical Magazine and Journal of Science. – 1900. – Vol. 50. – № 302. – P. 157–175.
121. *Persson S.* Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams / S. Persson // The Journal of Ecology. – 1981. – P. 71–84.
122. *Pianka E.R.* On r- and K-Selection / E.R. Pianka // The American Naturalist. – 1970. – Vol. 104. – № 940. – P. 592-597.

123. *Pielou E.C.* Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession / E.C. Pielou // *Journal of theoretical biology.* – 1966. – Vol. 10. – № 2. – P. 370–383.
124. *Rikli M.* Die Antropochoren und der Formenkreis des *Nasturtium palustre* DC. / M. Rikli // *Ber. Zürich. Bot. Ges.* – 1903. – Vol. 13. – P. 71-82.
125. *Rothmaler W.* Exkursionsflora. 4. Kritischer Band / W. Rothmaler, R. Schubert, W. Vent. – Berlin: Volk und Wissen, 1990. – 811 p.
126. *Schroeder F.G.* Zur Klassifizierung der Anthropochoren / F.G. Schroeder // *Vegetatio.* – 1969. – Vol. 16. – № 5-6. – P. 225-238.
127. *Sukopp H.* On the study of anthropogenic plant migrations in Central Europe / H. Sukopp // *Plant invasions.* – Leiden: Backhuys Publishers, 1998. – P. 43-56.
128. *Sukopp H.* Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss der Menschen / H. Sukopp // *Ber. ü. Landwirtschaftsft.* Hrsg. Bundesministerium f. Ernährung, Landwirtschaft. ü. Foresten. – 1972. – Vol. 50. – № 2. – P. 112-139.
129. *Whittaker R.H.* Evolution and measurement of species diversity / R.H. Whittaker // *Taxon.* – 1972. – P. 213–251.
130. *Wittig R.* Urbanophob-Urbanoneutral-Urbanophil. Das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt / R. Wittig, D. Diesing, M. Gödde // *Flora.* – 1985. – Vol. 177. – № 5-6. – P. 265–282.
131. *Zajac A.* Kenophytes in the flora of Poland: List, status and origin / A. Zajac, M. Zajac, B. Tokarska-Guzik // *Phytocoenosis.* – 1998. – Vol. 10. – P. 107-114.
132. *Zar J.H.* Biostatistical Analysis / J.H. Zar. – New Jersey: Prentice Hall, 1999. – 663 p.
133. *Zelený D.* Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses / D. Zelený, A.P. Schaffers // *Journal of Vegetation Science.* – 2012. – Vol. 23. – Too good to be true. – № 3. – P. 419-431.









**Таблиця А.2 – Атрибутивні дані геоботанічних описів (додаток до табл. А.1)**

№ опису*	дата опису	експозиція схилів	крутизна схилів	Проективне покриття (зімкнутість) ярусів			GPS координати	
				дер.	чаг.	трав	Довгота (сх. д.)	Широта (пн. ш.)
1	03.07.2013	NW	5	80	40	100	30,48397	50,33915
2	03.07.2013	N	10	60	40	90	30,48337	50,33874
3	03.07.2013	N	5	70	10	90	30,48336	50,33829
4	03.07.2013	N	5	60	60	70	30,48258	50,33805
5	03.07.2013	N	5	50	40	70	30,48251	50,33797
6	03.07.2013			80	60	90	30,48319	50,33771
7	03.07.2013			60	40	85	30,48251	50,33762
8	05.07.2013	SE	20	50	50	90	30,48157	50,33818
9	05.07.2013	SE	30	80	60	60	30,4816	50,33817
10	05.07.2013	E	20	95	20	80	30,48102	50,33712
11	05.07.2013	E	10	50	70	100	30,48172	50,33611
12	05.07.2013	E	10	60	40	80	30,48336	50,3352
13	05.07.2013			50	70	100	30,48349	50,3344
14	05.07.2013			70	50	75	30,48398	50,33639
15	05.07.2013	NE	5	70	50	7	30,48514	50,33654
16	05.07.2013			80	30	80	30,48455	50,33751
17	05.07.2013	NE	5	10	20	90	30,48625	50,33723
18	08.07.2013	NW	45	80	30	40	30,49234	50,33815
19	08.07.2013			80	30	80	30,49303	50,33761
20	08.07.2013			60	50	70	30,49367	50,33722
21	08.07.2013			20	80	90	30,49403	50,33809
22	08.07.2013	NW	40	70	40	80	30,49376	50,33817
23	08.07.2013	NW	40	70	30	70	30,49392	50,33867
24	08.07.2013	W	30	50	40	100	30,49405	50,34029

№ опису*	дата опису	експозиція схилів	крутизна схилів	Проективне покриття (зімкнутість) ярусів			GPS координати	
				дер.	чаг.	грав	Довгота (сх. д.)	Широта (пн. ш.)
25	08.07.2013	NW	5	80	80	90	30,49408	50,3422
26	08.07.2013	NW	10	70	70	100	30,49406	50,34342
27	08.07.2013	NW	25	90	80	70	30,49418	50,3435
28	08.07.2013	W	15	90	30	85	30,49623	50,34389
29	08.07.2013	W	10	90	40	90	30,49572	50,34409
30	08.07.2013	E	15	70	20	100	30,49181	50,34617
31	08.07.2013			60	30	80	30,49162	50,34844
32	10.07.2013	E	15	30	10	100	30,48505	50,34135
33	10.07.2013	NE	5	10	30	100	30,48422	50,34207
34	10.07.2013	NE	5	80	30	70	30,48346	50,34269
35	10.07.2013	NE	5	80	10	80	30,48312	50,34411
36	10.07.2013	E	20	70	30	80	30,48278	50,34585
37	10.07.2013			30	30	100	30,48311	50,34738
38	10.07.2013			70	60	40	30,48079	50,34841
39	10.07.2013	NW	35	70	30	30	30,48428	50,34826
40	10.07.2013	E	20	80	90	70	30,48474	50,34535
41	10.07.2013			50	10	90	30,48526	50,34461
42	10.07.2013			80	60	80	30,49264	50,34127
43	10.07.2013	SW	40	60	40	100	30,49422	50,34033
44	10.07.2013	W	10	30	10	100	30,48491	50,34084

Примітка: описи виконані І.В. Гончаренком

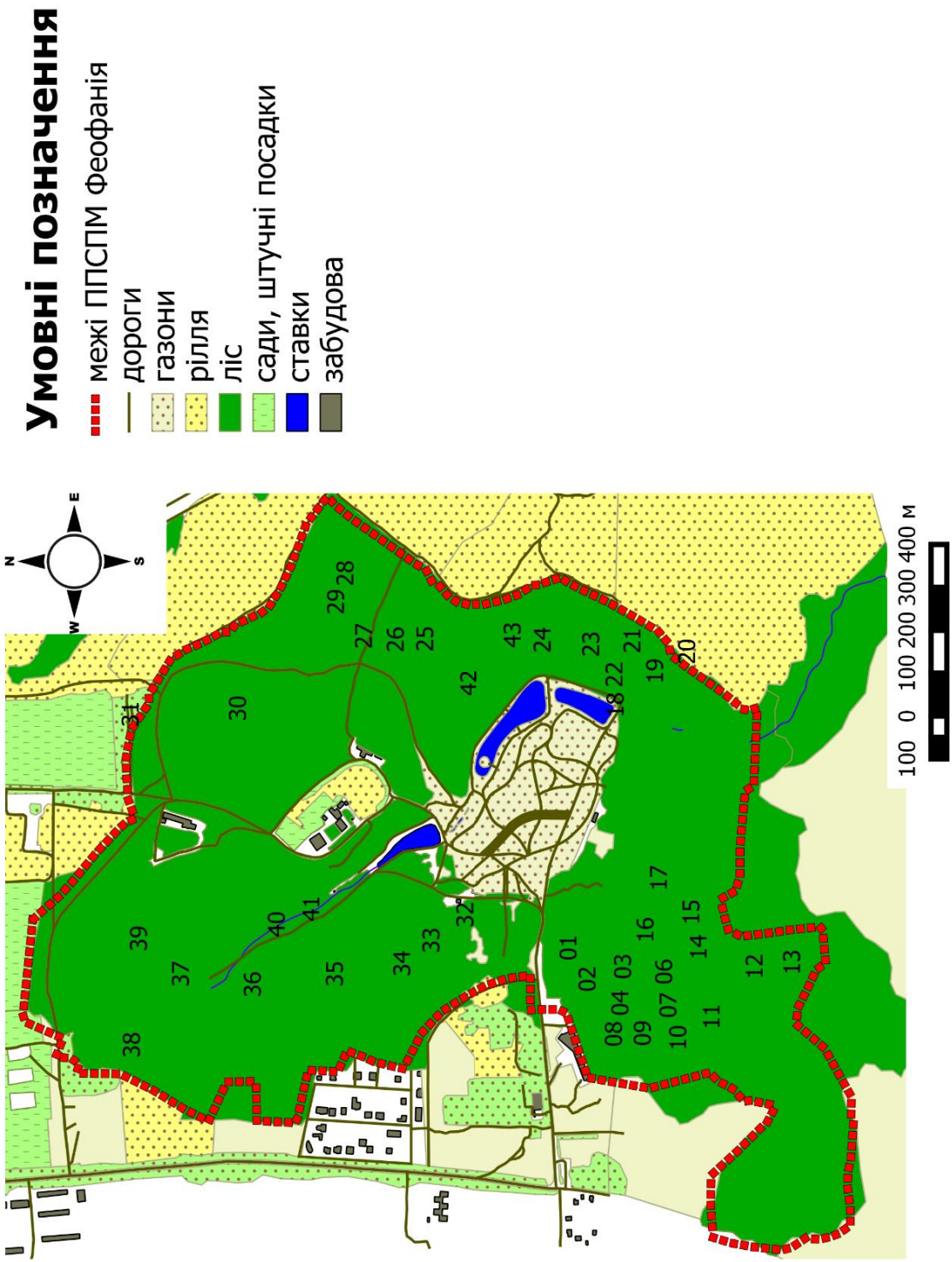


Рисунок А.1 – Мапа розташування геоботанічних описів за даними GPS (урочище Феофанія, м. Київ)

### *To cite in publications use:*

1. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження. – Дніпро, 2017. – 127 с. Доступно на: <https://goo.gl/LtfXnc>.
2. Goncharenko I.V. Phytoindication of anthropogenic factor [In Ukrainian]. – Dnipro, 2017. – 127 p. Available from: <https://goo.gl/LtfXnc>.

### *Synopsis:*

Монографія посвящена використанню методики фітоіндикації для оцінки антропогенної навантаженості. Описані деструктивні процеси і напрямки антропогенної трансформації (головним чином, під впливом рекреації) широколистяних лісів г. Київ (на прикладі урочища Феофанія). Приведені діагностичні види і характеристика стадій рекреаційної дигресії широколистяних міських лісів з позицій еколого-ценотичного підходу і системи класифікації Браун-Бланке. Розглянуто використання екологічних шкал гемеробії і урбанітету для оцінки гемеробіальності рослинних спільнот. Розглянуто методику статистичної оцінки впливу природних і антропогенних факторів на синтаксономічну диференціацію рослинності. Проаналізовані зміни флористичного складу лісів в результаті їх антропогенної трансформації, шляхом порівняння спектрів ценофлор синтаксонов згідно класифікацій життєвих форм Раункієра, Серебрякова і адаптивних (життєвих) стратегій. Відокремлений розділ присвячений аналізу стійкості рослинних спільнот, конкурентності і адаптивного потенціалу у рослин, а також раціональним принципам нормування рекреаційної навантаженості з позицій цілісного екосистемологічного підходу.

We studied an application of the plant indicator method (phytoindication) for the anthropogenic impact assessment. We discussed the main destructive processes caused by the recreation pressure on the broad-leaved forests communities. In our study, we diagnosed the recreational succession stages on the coenotic-floristic basis. We demonstrated how the plant hemeroby and urbanity scales can be applied to the evaluation of anthropogenic transformation (on the example of the forest vegetation). We concentrated on the statistical approach for assessing syntaxonomic differentiation of the vegetation along environmental gradients. We used plant species classification according to Raunkiaer's life forms and plant adaptive strategies for the study of the anthropogenic transformation. Biosystem stability and principles of rational nature management were considered from ecosystemology concept of view.

### *You may also be interested in related publications:*

- Goncharenko I.V., Golik G.N. Classification and phytoecological evaluation of the forest-park vegetation of Kyiv [In Russian] // Phytodiversity of Eastern Europe. – 2015. – Vol. 9. – № 4. – P. 129-158. Available from: <https://goo.gl/6pBWEg>.
- Goncharenko I.V., Ignatyuk O.A., Shelyag-Sosonko Y.R. Forest vegetation of the Feofaniya Tract and its anthropogenic transformation [In Ukrainian] // Ecology and

Noospherology Journal. – 2013. – Vol. 24. – № 3-4. – P. 52-65. Available from: <https://goo.gl/MPppMG>.

*Golik G.M., Goncharenko I.V.* Syntaxonomy, phytoindication and anthropogenic transformation of the forest vegetation of Kyiv [In Ukrainian] // Ecology and Noospherology Journal. – 2017. – Vol. 28. – № 1-2. – P. 49-63. Available from: <https://goo.gl/fmupPb>.

*Goncharenko I.V.* Ecological analysis of growth conditions of broad-leaved forests of Feofaniya tract [In Ukrainian] // Conference: “Биоразнообразие и устойчивое развитие” (Симферополь, 15-19 сентября 2014). – Simferopol', 2014. – P. 89-91. Available from: <https://goo.gl/aYS31R>.

*Goncharenko I.V.* Floristic classification of the forest vegetation of the forest-steppe part of Sumy region [In Ukrainian] // Ukrainian Phytosociological Collection. – 2001. – Vol. 1. – № 17. – P. 3-17. Available from: <https://goo.gl/6kharx>.

*Goncharenko I.V., Golik G.M.* Ecological analysis of growth conditions of “Nivki” and “Teremki” Kyiv parks forest vegetation [In Ukrainian] // Ecology and Noospherology Journal. – 2014. – Vol. 26. – № 3-4. – P. 53-68. Available from: <https://goo.gl/f6RJ5Q>.

*Голик Г.М., Гончаренко І.В.* Синтаксономія деревної рослинності м. Київ, її синфітоіндикаційний аналіз та антропогенна трансформація // Екологія та ноосферологія. – 2017. – Т. 28. – № 1-2. – С. 49-63. Доступно на: <https://goo.gl/fmupPb>.

*Гончаренко І.В., Голик Г.Н.* Классификация и фитоэкологическая оценка лесопарковой растительности г. Киева // Фиторазнообразие Восточной Европы. – 2015. – Т. 9. – № 4. – С. 129-158. Доступно на: <https://goo.gl/6pBWEg>.

*Гончаренко І.В., Голик Г.М.* Екологічний аналіз місцезростань лісової рослинності парків «Нивки» та «Теремки» м. Києва // Екологія та ноосферологія. – 2014. – Т. 26. – № 3-4. – С. 53-68. Доступно на: <https://goo.gl/f6RJ5Q>.

*Гончаренко І.В.* Екологічний аналіз місцезростань широколистяних лісів урочища Феофанія // Мат-ли конф. «Биоразнообразие и устойчивое развитие» (Симферополь, 15-19 сентября 2014). – Симферополь, 2014. – С. 89-91. Доступно на: <https://goo.gl/aYS31R>.

*Гончаренко І.В., Ігнатюк О.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Лісова рослинність урочища Феофанія та її антропогенна трансформація // Екологія та ноосферологія. – 2013. – Т. 24. – № 3-4. – С. 52-65. Доступно на: <https://goo.gl/MPppMG>.

*Гончаренко І.В.* Флористична класифікація лісів Лісостепової Сумщини // Український фітоценологічний збірник: Сер. А. Фітосоціологія. – 2001. – Т. 1. – № 17. – С. 3-17. Доступно на: <https://goo.gl/6kharx>.