

Міністерство освіти і науки України
Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича

А.В. Жук, С.С. Костишин, М.М. Федоряк

**Відновлення біогеоценозів
зрубів *Fagus sylvatica* L.
в умовах Північної Буковини**

Монографія



Чернівці

Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича

2021

УДК 582.632.2-152,43(477.85)

Ж 85

Друкується за ухвалою Вченої ради
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича
(протокол № 11 від 25.11.2019 р.)

Рецензенти:

Григорюк Іван Панасович, д.б.н., проф., член-кореспондент НАН України; академік АН ВШ України, професор кафедри кафедри фізіології, біохімії рослин та біоенергетики НУБіП

Парпан Василь Іванович, д.б.н., професор кафедри біології та екології Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника.

Собко Тарас Михайлович, головний спеціаліст Чернівецького обласного управління лісового та мисливського господарства.

Інформація про авторів:

Жук Аліна Володимирівна, к.б.н., асистентка кафедри екології та біомоніторингу Інституту біології, хімії та біоресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича

Костишин Степан Степанович, д.б.н., професор кафедри екології та біомоніторингу Інституту біології, хімії та біоресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича

Федоряк Марія Михайлівна, д.б.н., проф., завідувачка кафедри екології та біомоніторингу Інституту біології, хімії та біоресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича

Жук А.В.

Ж 85 Відновлення біогеоценозів зрубів *Fagus sylvatica* L. в умовах Північної Буковини : монографія / А.В. Жук, С.С. Костишин, М.М. Федоряк. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2021. 384 с.

ISBN 978-966-423-642-0

Монографія присвячена всебічному дослідженню екологічних особливостей букових лісів Північної Буковини та відновних процесів на суцільних зрубках протягом перших років після вилучення деревного ярусу. Автори пропонують увазі читачів алгоритми комплексного дослідження відновної динаміки структурно-функціонального стану біогеоценозів, які поєднують класичні, сучасні методи та авторські розробки.

Для студентів-екологів, науковців, фахівців у галузі лісового господарства.

УДК 582.632.2-152,43(477.85)

ISBN 978-966-423-642-0 © Жук А.В., Костишин С. С., Федоряк М.М., 2021

© Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича, 2021

ЗМІСТ

Перелік умовних скорочень	6
Вступ	7
Розділ 1. Біоекологічні особливості букових лісів на північно-східній межі ареалу	12
Біоекологічні особливості та закономірності географічного поширення бука лісового (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	12
Едифікаторні особливості <i>F. sylvatica</i> та взаємовідносини з іншими деревними породами	18
Геоботанічна характеристика букових лісів Північної Буковини	27
Екологічна роль букових лісів Північної Буковини	34
Розділ 2. Созологічна характеристика букових лісів Північної Буковини	37
Національні природні парки	38
Регіональні ландшафтні парки	43
Ботанічні пам'ятки природи загальнодержавного значення	47
Заказники загальнодержавного значення	51
Ботанічні пам'ятки природи місцевого значення	58
Заказники місцевого значення	60
Заповідні урочища	63
Генетичні резервати бука лісового	69
Стан букових лісів на територіях ПЗФ і загрози	70
Розділ 3. Динаміка, стійкість і стабільність екологічних систем	76
Основні закономірності динамічних явищ в екологічних системах	76
Сучасні погляди на зміст, механізми, класифікацію та етапи розвитку сукцесій	77
Клімакс: концепції суті, особливості та типологія	89
Особливості перебігу відновних сукцесій на зрубках	93

Розділ 4. Природні передумови формування букових лісів на території Північної Буковини	97
Фізико-географічна характеристика території	97
Опис дослідних ділянок.....	100
Розділ 5. Методи дослідження динаміки рослинного покриву.....	104
Методи дослідження біогеоценотичного різноманіття	106
Методи фітоіндикації екоотопів за допомогою екологічних шкал.....	115
Методи визначення біотичних зв'язків між флористичними компонентами біогеоценозів.....	119
Методи прогнозування потенційної флори	126
Розділ 6. Біогеоценотичне різноманіття зрубів букових лісів як показник їх структурно-функціонального стану	127
Видове різноманіття	127
Таксономічне різноманіття і складність угруповань.....	132
Структурне різноманіття.....	138
Різноманіття абіотичних факторів.....	151
Розділ 7. Екологічна оцінка екоотопів зрубів букових лісів Північної Буковини	155
Амплітуда толерантності рослинних угруповань зрубів до дії екологічних факторів.....	155
Ординація рослинних угруповань зрубів у екологічному просторі.....	165
Спільний вплив екологічних факторів на рослинний покрив зрубів букових лісів.....	197
Значущість екологічних факторів, які впливають на процеси формування та диференціації рослинного покриву зрубів букових лісів.....	201

Розділ 8. Біотичні зв'язки між флористичними компонентами біогеоценозів зрубів букових лісів 212

Аналіз динаміки видового складу рослинного покриву зрубів букових лісів Північної Буковини	212
Аналіз конкурентної структури фітоценозів зрубів букових лісів.....	218
Функціональні групи фітоценозів зрубів букових лісів в ракурсі відновних динамічних процесів	225

Розділ 9. Прогнозування потенційної флори зрубів букових лісів Північної Буковини..... 233

Предикторний підхід у екологічних дослідженнях	233
Потенційна флора досліджених зрубів	235
Верифікація предиктивної моделі розвитку сукцесії букових лісів в умовах Північної Буковини	244

Розділ 10. Узагальнення результатів дослідження..... 253

Список використаної літератури 259

Додатки..... 287

Флористичні характеристики зрубів букових лісів Північної Буковини.....	287
Структура флори зрубів букових лісів Північної Буковини	307
Аналіз конкурентної агресивності флори зрубів букових лісів Північної Буковини.....	350
Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території СПБ із лісовим типом відновлення рослинного покриву	356
Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території СПБ із лучним типом відновлення рослинного покриву.....	365
Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території ОПБ.....	373

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

БР – біологічне різноманіття
ЕЦГ – еколого-ценотична група
ЗУ – заповідне урочище
ЛЗЗЗ – ландшафтний заказник загальнодержавного значення
НПП – національний природний парк
ОПБ – острівне поширення бука
ПЗФ – природно-заповідний фонд
ППЗЗ – пам'ятка природи загальнодержавного значення
ППМЗ – пам'ятка природи місцевого значення
РЛП – регіональний ландшафтний парк
СПБ – суцільне поширення бука
Br – бореальна ЕЦГ
Cr – морозність клімату
Nd – гумідність ґрунту
Kn – континентальність клімату
Md – лучно-степова ЕЦГ
Nm – неморальна ЕЦГ
Nt – вміст в ґрунтах засвоєваних форм нітрогену
Nt' – нітрофільна ЕЦГ
Olg – оліготрофна ЕЦГ
Om – гумідність клімату
Pn – борова ЕЦГ
Rc – кислотність ґрунту
Tm – термічний режим клімату
Tr – сольовий режим ґрунту
Wt – водно-болотна ЕЦГ

ВСТУП

У західному регіоні України бук лісовий – одна з основних лісоутворювальних порід, яка формує високопродуктивні чисті та змішані лісостани, котрі мають велике господарське значення і виконують важливі біосферні функції. По території Чернівецької області проходить північно-східна межа природного ареалу *Fagus sylvatica* L. (Молотков, 1982; Тышкевич, 1984; Миклуш, 2001; Попадинець, 2002 та ін.). Це унікальні рослинні формації, які потребують детальнішого вивчення для повного уявлення про їх лісорослинні особливості.

Історично Чернівецька область відома під назвою Північна Буковина. Такою назвою регіон завдячує буковим лісам, які колись вкривали більшу частину території. Історія антропогенного впливу на букові ліси тут сягає бронзової доби (Адамовський, 2006). Тривалий час освоєння нових територій для розселення та ведення сільського господарства здійснювалося шляхом випалювання і вирубування лісу. Пізніше міцну букову деревину стали використовувати для спорудження житлових і побутових будівель, зведення укріплень городищ і міст. У XII–XIII ст. на території Північної Буковини у домогосподарствах широко використовували дерев'яні господарські та побутові предмети, знаряддя праці, меблі (Возний, 2020).

Перші згадки про промислову заготівлю деревини на цих землях сягають XVII ст. (Адамовський, 2006). Причому спектр напрямків використання букової деревини був досить широким. Так, у другій половині XVIII ст. розпочалося інтенсивне випалювання букового лісу з метою отримання поташу на експорт до Богемії, Пруссії, країн північної Європи і Близького Сходу (Боднарчук, 2018; Стойко, 2018). У 1789 р. тут вже розташувалося близько 90 локацій поташоваріння. Поташ використовувався для виготовлення мила, фарб і, переважно, виробів зі скла: посуду, буковинських ікон тощо (Огуй, 2004). Лише з 1837 по 1850 рр. з цією метою було вирубано понад 114 тис. га букового лісу (Нариси з історії..., 1980).

Із розквітом чеських складувів галузь занепадала. Натомість окреслилися два інших напрямки: лісозаготівля та деревообробний промисел. Якщо ремісничі вироби з деревини

були розраховані переважно на внутрішній ринок, то кругляк і пиломатеріали майже в повному обсязі йшли на експорт. Сприяли цьому розвиток лісосплаву по річках та будівництво вузькоколіїних залізниць у ХІХ ст. Ліс у круглому вигляді переважно сплавляли гірськими річками. Лише Прутом і Черемошем щорічно транспортували близько 120 тис. м³ деревини. Найпотужніший період сплаву буковинських лісів припадає на останню чверть ХІХ ст. (Клапчук, 2009). Ріки краю мають вихід у Чорне море. Звідти буковинські лісоматеріали направлялись транзитом в у різних напрямках: Туреччину, Францію, Грецію, Іспанію, Італію, Єгипет (Гриценко, 1959). Буковинський ліс експортувався навіть в Індію і в країни Африки (Боднарчук, 2018). Будівництво розгалуженої мережі вузькоколіїнок та відкриття у 1860 р. залізничного з'єднання Львів-Будапешт-Відень призвело до інтенсивнішого вирубування лісу на території Північної Буковини. Лише залізницею наприкінці ХІХ ст. вивозилося 360 тис. м³ пиломатеріалів щорічно. Активний товарообмін на цей час відбувався також із основною територією України та Російською імперією загалом. За рік з Північної Буковини у цьому напрямку відправляли від 636 до 966 плотів лісу та пиломатеріалів (Нариси з історії..., 1980).

Загалом за окреслений період загальна площа буковинських лісів скоротилася до 42,9 % усієї площі краю. Як зазначає І. А. Гриценко (1959): «в 1851 р. тут налічувалось 51 лісопильне підприємство з водяними двигунами; в 1885 р. – 13 парових лісопилень і 59 водяних; в 1896–98 рр. – 31 парова лісопильня і 109 водяних. Ці підприємства на кінець ХІХ ст. спроможні були щорічно виробляти 500–600 тис. куб. м пиломатеріалів». У ці роки експорт лісоматеріалів з Північної Буковини зріс у 13 разів (Адамовський, 2006). Водночас рішенням Австро-Угорського уряду було проведено масові суцільні вирубування лісу задля збільшення площі гірських сінокосів і пасовищ (Арманаш, 2001).

Варто відзначити, що з початку ХІХ ст. у європейських державах активно почала розвиватись паперова промисловість. Це вплинуло на лісовідновну політику Австро-Угорщини. На місці зрубаних букових лісів висаджувалися монокультури хвойних порід, які швидше ростуть і характеризуються високим

промисловим потенціалом. Внаслідок цього всього за два століття площа ялинових лісів у Карпатах зросла вдвічі. Ці насадження виявилися біологічно нестійкими. Ялинники нерідко всихали через несприятливі абіотичні умови. Часто великі площі полягали під дією сильних вітрів. На вітровальних територіях швидко поширювалися короїди та інші шкідники, які завдавали великої шкоди сусіднім лісам. Природнім шляхом відновлення суцільних зрубів відбувалось із переважанням менш цінних листяних порід: граба, липи, клену, берези, осики.

Разом з тим Австро-Угорський період лісівництва на території Північної Буковини характеризується становленням лісового законодавства. В. А. Арманаш (2001) зазначає: «у 1884 р. відбувся з'їзд лісівників, де обговорювались питання захисту, відновлення та регульованого використання карпатських лісів». Деревину заготовляли переважно взимку з метою мінімального ушкодження ґрунтового покриву. Ліс сплавляли річками, а не трелювали волоком. Заборонялася лісозаготівля на вершинах гір та крутих кам'янистих схилах (Адамовський, 2006).

За Радянського періоду всі приватні й общинні ліси на території Північної Буковини були націоналізовані та інвентаризовані. Внаслідок цієї інвентаризації високогірні карпатські ліси було віднесено до другої групи, що передбачало їх промислому лісозаготівлю. Вирубання буковинських лісів набуло загрозливих масштабів: обсяги заготівлі суттєво перевищували відновлення. Особливо інтенсивно лісозаготівля велася у післявоєнні роки. Так, з середини 50-х рр. XX ст. промислове рубання дозволили навіть у лісах першої групи. Водночас організація лісозаготівлі була незадовільною. За сім років згнило понад 600 тис. м³ деревини, яку вчасно не вивезли з лісосіки. За оцінкою науковців, щороку у карпатських лісах вирубалася близько 3,2 млн. м³. При цьому на лісосіках залишалася до 30 % невивезеного лісоматеріалу (Адамовський, 2006). На місці вирубаного бука продовжували висаджувати ялинову монокультуру. Змінився і підхід до лісозаготівлі. Вирубання проводили не взимку, а влітку. Традиції сплавлення поступилися волочному трелюванню. Це призвело до руйнування ґрунтового покриву, посилення ерозійних процесів, збільшення водного стоку, активізацію зсувів тощо.

Нині у Карпатському регіоні України букові деревостани складають головну частку експлуатаційних лісів (Гудима та ін., 2018). З метою раціонального використання екосистемних послуг, які вони можуть надавати, лісознавці пропагують визнання помилок попередніх поколінь і відновлення лісу на типологічній основі. Однак тривала виснажлива лісозаготівля в Українських Карпатах перетворила лісовий покрив на суцільну сукцесійну систему (Парпан, 2017). За сучасними оцінками лише п'ята частина Північної Буковини вкрита буковими лісами (Буджак, Чорней, 2004). Причому лісистість гірських районів сягає 50 %, а у передгірських не перевищує 20 % (Адамовський, 2006).

Природне поновлення бука на зрубках вважається більш ефективним, порівняно зі штучним. Тому чимало праць присвячено дослідженням віталітету букової порослі та підросту на лісосіках. Однак, вивчення відновлення бука на зрубках відокремлено від інших біотичних та абіотичних компонентів біогеоценозу – головний недолік утилітарного господарчого підходу, оскільки найбільшої продуктивності деревостану можна досягнути тільки в умовах екологічно збалансованих біогеоценозів. Детермінація напрямку відновлення рослинного покриву і, відповідно, фітосередовища на зрубках відбувається на ініціальних стадіях сукцесії (Ермолова, 1981; Allen et al., 1997; Van der Putten et al., 2000; Крышень, 2003, 2004; Маврищев, 2006; Brown et al., 2006). Тому саме цей етап розвитку біогеоценозів зрубів потребує всебічного та детальнішого вивчення. Наші дослідження мали на меті заповнити прогалини у розумінні цих процесів і виявити закономірності динаміки структурно-функціонального стану біогеоценозів зрубів букових лісів Північної Буковини на ініціальних стадіях відновної сукцесії та з'ясувати провідні фактори, які впливають на процеси формування та диференціації їх рослинного покриву.

Авторами уперше дано комплексну оцінку відновної динаміки структурно-функціонального стану біогеоценозів на зрубках букових лісів Північної Буковини. На основі узагальнення наявних підходів до дослідження біологічного різноманіття розроблено інтегральну алгоритм-схему ієрархічно-різноманітного аналізу біогеоценотичного різноманіття, за основу якого взято вид як базову одиницю обліку.

Запропоновано оригінальний методичний підхід оцінки абіотичного різноманіття з використанням інформаційно-ентропійної формули Шеннона на основі екологічних шкал Д. М. Циганова (1983). Результати аналізу різноманіття абіотичного компонента біогеоценозу підтвердили принцип альтернативного різноманіття І. Г. Ємельянова (1999) не лише в просторовому континуумі, але й у часовому. Підтверджено концепцію тріади дигресивно-стабілізаційних процесів в умовах антропогенного стресу О. К. Ібрагімова (2001, 2003) на зрубках маргінальних букових лісів. Установлено аутоекологічні та синекологічні межі толерантності угруповань зрубів маргінальних букових лісів до дії кліматичних і едафічних факторів екотопу. Виявлено головні лімітувальні фактори екотопів зрубів букових лісів, з'ясовано характер взаємозв'язків та взаємовпливу найважливіших параметрів, які описують відновну динаміку біогеоценозів зрубів букових лісів на ініціальній стадії сукцесії. На основі аналізу асоційованості видів рослинних угруповань виділено функціональні групи компонентів фітоценозу. Запропоновано формулу обчислення конкурентної напруженості у фітоценозах.

Побудовано регресійні моделі динамічних відновних процесів на зрубках букових лісів Північної Буковини.

За результатами оцінки екотопів із застосуванням розробленої програми визначено видовий склад потенційної флори зрубів букових лісів і представленість її реальною флорою. Доведено ефективність фітоіндикації екологічних режимів за допомогою шкал Циганова при дослідженні сукцесійних змін екотопів зрубів. Розроблені алгоритм-схеми аналізу динамічних процесів на зрубках і методичний підхід оцінки абіотичного різноманіття можуть бути успішно використані у дослідженнях інших авторів.

Запропоновано комп'ютерну програму прогнозування потенційної флори за характеристиками екотопу на основі регіональних флористичних списків та фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова. Результати прогнозування потенційної флори та регресійні моделі можна застосовувати використані під час розробки засад ведення лісового господарства в букових лісах Північної Буковини.

РОЗДІЛ 1. БІОЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ БУКОВИХ ЛІСІВ НА ПІВНІЧНО-СХІДНІЙ МЕЖІ АРЕАЛУ

Оскільки букові ліси мають важливе господарське, рекреаційне і наукове значення, а також через поступове скорочення їх площ особливу увагу широкого кола науковців привертають географічне поширення (Екофлора України, 2000; Миклуш, 2001; Козлов, 2003; Мельник, Корінько, 2005; Fang, Lechowicz, 2006), біологічні й екологічні особливості бука як прогресуючого едифікатора першого ярусу деревостану (Биогеоценологический покров..., 1983; Fotelli et al., 2001; Nicolini et al., 2001; Гречаник, 2002; Попадинець, 2002; Wolf, Brumme, 2003; Ільків, 2004), еколого-ценотичні та флористичні особливості букових лісів (Парпан, 1994; Шпарик, 2001; Diaci, Rozenbergar, 2001; Сухарюк, 2006; Стрямець, 2015), а також їх созологічні аспекти (Буджак, Чорней, 2001; Корінько, 2004; Фекета, Беца, 2015).

Біоекологічні особливості та закономірності географічного поширення бука лісового (*Fagus sylvatica* L.)



Рис. 1. *Fagus sylvatica* L.
© Otto Wilhelm Thomé, 1885

шкірясті, коричневі або червонуваті (рис. 1).

Бук лісовий, або європейський (*F. sylvatica*), – літньо-зелене листопадне дерево заввишки 30–50 м, яке може досягати 500-річного віку. Має могутню яйцеподібну крону, стрункий стовбур діаметром 1,5–2,0 м, вкритий рівною корою сірого кольору. Бруньки веретеноподібні, до 1,5 см довжини, буро-жовті. Листя розміщене почергово, в два ряди, яйцеподібно-овальне, з перисто-сітчастим жилкуванням, цілокрає або зубчасте, знизу, особливо по жилках, опушене, основа пластинки листка заокруглена, черешки короткі. Прилистки довгі, язикоподібні,

Квіти різностатеві, однодомні, з'являються одночасно з розпусканням листя у його пазухах. Тичинкові квітки в суцвіттях звисають на довгих ніжках. Пилкові зерна – крупні з камерними порами. Маточкові квітки зібрані по 2–3 (4) й оточені 4-лопатевою обгорткою (плюскою) на ніжці.

Плоди – по 2–4 тригранні горішки в спільній плюскі, вкриті бурим, блискучим дерев'янистим оплоднем з гострими гранями. Після досягання насіння плюска розтріскується на чотири стулки й горішки випадають. У кожному горіху по 1, рідше по 2 насінини з м'ясистими складчастими сім'ядолями, в яких міститься велика кількість олії. Це редитивна анемофільна рослина, зоохор.

Кореневу систему бук розвиває неглибоку, але інтенсивну. Її потужність зумовлюється вологістю і щільністю ґрунту. Основна частина коренів концентрується у верхньому шарі ґрунту завтовшки 40–60 см. Водночас, буку властиве утворення якірних коренів, які забезпечують стійкість стовбурів на схилах, заглиблюючись у субстрат на 2 і більше метрів. На дрібних приповерхневих коренях, розміщених у шарі підстилки, утворюється ектотрофна мікориза (рис. 2).



Рис. 2. Відкрита коренева система бука

© фото: Сергій Баклажко

Окрім насіннєвого розмноження, в молодому віці бук здатний до порослевого поновлення, розмноження відсадками і кореневими паростками, може утворювати вегетативні пагони зі сплячих бруньок (Щербина, 2005). Паросткотвірна здатність пнів зберігається приблизно 40–50 років. Однак молодняки

порослевого походження масово вражаються гниллю і тому не можуть забезпечити формування якісного деревостану (Смаглюк, 1974). Молодий бук росте повільно, але поступово його приріст збільшується і в 40–60 років досягає максимуму. Ріст у висоту та збільшення діаметра може тривати до 300–350 років.

Буку притаманна значна внутрішньовидова мінливість (Тышкевич, 1984; Зелез, 1991; Козлов, 2003; Мельник, Корінко, 2005), яка проявляється в існуванні різних морфологічних, фенологічних, географічних, висотно-зональних і екологічних форм. Така пластичність успішно використовується селекціонерами при виведенні культурних форм *F. sylvatica* (рис. 3). Нині лише в Національному дендрологічному парку «Софіївка» росте 11 декоративних форм бука лісового (Рум'янок, 2018).

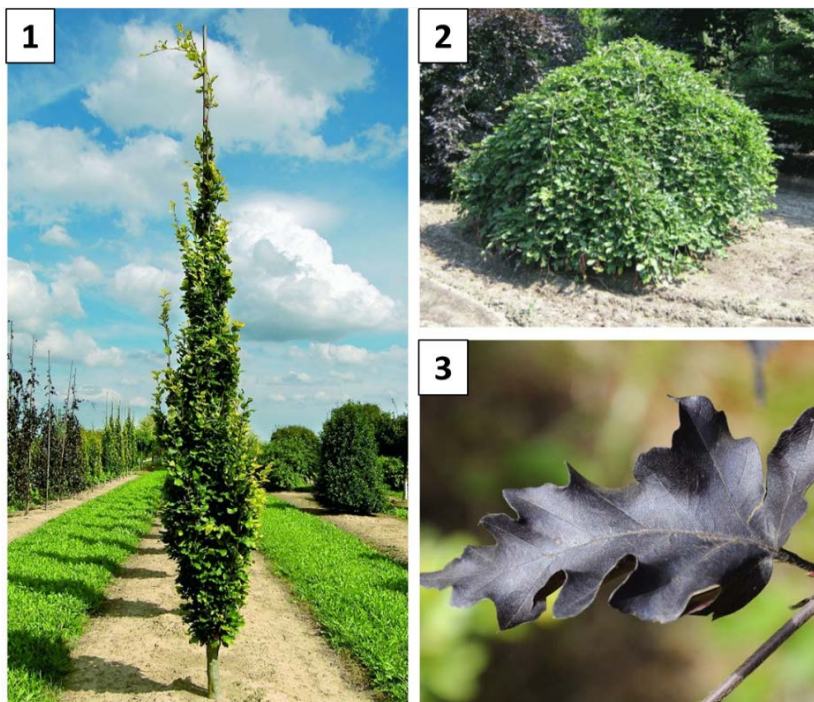


Рис. 3. Декоративні форми бука лісового:
1) *F. sylvatica* 'Rohan Obelisk'; 2) *F. sylvatica* f. *tortuosa* (Pepin) Hegi;
3) *F. sylvatica* f. *rohani* Mask.

Деякі науковці (Смаглюк, 1974; Мальцев, 1980; Попадинець, 2002; Щербина, 2005) характеризують бук як тіневитривалу деревну породу м'якого клімату із середньою вимогливістю до тепла. Для успішного росту вибагливий до високої вологості атмосфери і ґрунту з доброю аерацією. У континентальному кліматі не росте, потерпає від морозу. Вирізняється добре вираженими фото- і діатропізмом. Вимогливість до умов освітлення збільшується із погіршенням комплексу лісорослинних умов.

Мінімальною кількістю опадів для бука лісового можна вважати 450–500 мм. Мінімальна відносна вологість повітря повинна становити 50–70 %. У місцях острівного поширення бука, де річна сума опадів менша за 600 мм, бук лісовий росте на підвищених місцезростаннях зі збільшеною кількістю опадів (Мальцев, 1964; 1980). Для повного розвитку бук потребує не менше п'яти місяців вегетаційного періоду із середньодобовою температурою вище +10 °С (Рослинність УРСР, 1971).

За вимогами до субстрату *F. sylvatica* – мезотроф і факультативний кальцієфіл (Екофлора України, 2000; Козлов, 2003; Корінько, 2004). Найпродуктивніші деревостани утворює на бурих, у високогірних районах – на перегнійно-карбонатних ґрунтах. Уникає піщаних субстратів (Рослинність УРСР, 1971). Для бука оптимальна кислотність ґрунту – рН 5,5–6,5. Росте на збагачених або забезпечених мінеральним нітрогеном ґрунтах (Попадинець, 2002). Але на зміну багатства ґрунтів бук реагує менш гостро, ніж на їх зволоження (Щербина, 2005). Максимум споживання мінеральних речовин припадає на вік жердняка (Мальцев, 1980).

У загальному колообігу поживних речовин до 40–50 років переважає споживання буком мінеральних речовин, а пізніше – повернення їх у ґрунт (Смаглюк, 1974). Вирізняється відносно високою інтенсивністю засвоєння поживних речовин. За вмістом зольних елементів і азоту найбагатші асимілюючі органи – листя й однорічні пагони основного ярусу, а найбідніша деревина стовбурів (Биогеоценотический покров..., 1983; Голубець та ін., 1988). Поглинання хімічних елементів листям бука характеризується таким рядом: $N > K > Ca > Si > Mg > P > S > Mn > Al = Fe = Na$. Для всіх гілок характерний свій ряд накопичення хімічних елементів, який, як і у листя відносно стабільний у різних умовах зростання:

$N > Ca > K > Si > P > S > Mg > Mn = Al = Na > Fe$. Середній вміст зольних елементів і нітрогену в коренях бука близький до вмісту в гілках і становить в різних типах лісу 1,15–1,23 % від їхньої фітомаси (Биогеоценологический покров..., 1983).

Кількісний і якісний (фракційний) склад опаду в букових лісах змінюється на різних висотах (Джафаров, 1961; Зонн, 1961). Динаміка запасу підстилки по роках вельми своєрідна і часто залежить від погодних умов окремих років (Зангиев, 1961). Інтенсивне розкладання підстилки відбувається в дощовий сезон з липня по серпень (Ремезов, 1956). Інтенсивність обміну речовин між лісом і ґрунтом також значно залежить від висоти місцевості (Ремезов, 1956; Джафаров, 1961). Найбільшим вмістом поживних речовин (нітрогену, калію, фосфору і феруму) у ґрунтах під буковими лісами на різних висотах характеризуються лісова підстилка і верхня частина гумусного горизонту ґрунтів. Значно менше цих елементів на глибині 10–25 см (Зонн, 1961).

Бук низьковитривалий до забруднення повітря димом і промисловими газами (Fisher et al., 2002). До механічних ушкоджень досить стійкий, мало руйнується листогризучими і дереворуйнівними комахами, проте деревина часто піддається псуванню грибами і ураженню іншими хворобами. Відносно вітростійкий на глибоких ґрунтах і вітровальний на не дуже потужних щербенистих ґрунтах (Шкляр, 1965; Смаглюк, 1974).

Нині бук лісовий поширений майже по всій Європі (рис. 4): від Сицилії на півдні до південної частини Норвегії на півночі (Fang, Lechowicz, 2006; Houston et al., 2016). Його розповсюдження на північ обмежується тривалістю світлового дня. Вегетаційний період *F. sylvatica* складає щонайменше 140 днів (Houston et al., 2016).

Біоекологічні особливості бука обмежують його поширення за східну межу суцільного природного ареалу. В науковій літературі (Шафер, 1956; Рослинність УРСР, 1971; Калуцкий и др., 1972; Тышкевич, 1974; Мальцев, 1980; Миклуш, 2001; Корінько, 2004; Мельник, Корінько, 2005; Fang, 2006; Houston, 2016) дискусійним залишається питання чинників, які лімітують поширення бука на схід. Серед таких називають особливості вегетаційного періоду, термічний режим, недостатність зволоження повітря і ґрунту, вразливість до весняних і осінніх заморозків. Отже, з аналізу літературних даних, впливає, що

поширення *F. sylvatica* на схід виявляє залежність від комплексу кліматичних, едафічних, топографічних і біотичних факторів.

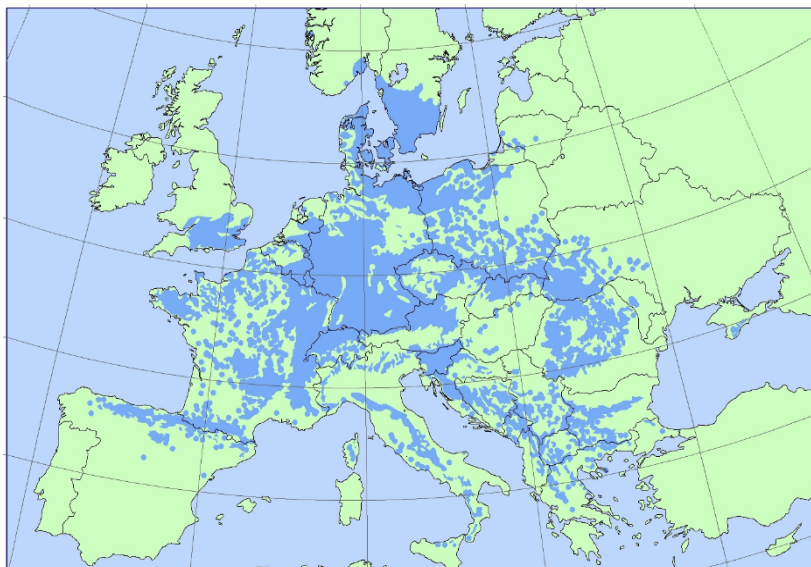


Рис. 4. Ареал *F. sylvatica*
© EUFORGEN, 2009

В Україні *F. sylvatica* природно росте в межах Львівської, Закарпатської, Івано-Франківської, Тернопільської та Чернівецької областей (Буджак, Чорней, 2001). Чимало науковців (Рослинність УРСР, 1971; Мальцев, 1980; Тышкевич, 1984; Попадинець, 2002; Мельник, Корінько, 2005) на основі аналізу розповсюдження *F. sylvatica* в Україні визначає східну межу його поширення по лінії від м. Кременець до верхів'їв р. Збруч, далі на південь уздовж Збруча до р. Дністер, уздовж Дністра від м. Хотин до м. Липкани. Північна межа поширення виду пролягає приблизно по 50-й північній паралелі.

По території Чернівецької адміністративної області суцільна межа природного ареалу бука лісового пролягає по р. Прут. В. В. Буджак та І. І. Чорней (2001) пропонують проводити суцільну межу розповсюдження *F. sylvatica* східніше, по лінії від м. Хотин, через села Каплівка, Данківці, Крутеньки і далі по р. Прут на південний схід до Молдови.

Едифікаторні особливості *F. sylvatica* та взаємовідносини з іншими деревними породами

За характером впливу на умови середовища *F. sylvatica* сильний едифікатор (Калуцкий и др., 1972; Ponge, 1999; Гречаник, 2002; Корінько, 2004). Його пертинентна дія здебільшого виявляється в зміні термічного і світлового режимів екосистеми лісу. У багатьох наукових працях (Зангиев, 1961; Пастернак, 1968; Погребняк, 1968; Ямковой, 1991; Щербина та ін., 2002) містяться дані про ґрунтовірну участь *F. sylvatica*. Букові ліси здатні вилучати з ґрунту нітроген, кальцій, фосфор, калій і через щорічний опад повертати ці елементи назад. С. В. Зонн (1961), Б. А. Джафаров (1961) та ін. акцентують увагу на опідзоленні ґрунтів буком.

В оптимальних умовах бук формує чисті деревостани без підліска зі слабо вираженим трав'яним покривом. Багаті ґрунти букових лісів сприяють зростанню у їх складі граба, клена, явора, дуба скельного, ялиці (Швиденко, 1964; Мальцев, 1980). На характер міжвидових взаємовідносин бука з іншими породами здійснюють вплив вертикальна поясність, потужність ґрунту, ступінь його зволоження та фізико-хімічні властивості, формове різноманіття бука, затінення його сусідніми деревами тощо (Третьак, 1958; Neary et al., 1978; Kays, Canham, 1991; Finzi et al., 1998; Fotelli et al., 2001; Platt et al., 2004). Варто зауважити й антропогенне втручання, а також вплив корневих виділень, патогенних мікроорганізмів, ентомошкідників і, отже, зміни в імунітеті бука.

За літературними даними (Мальцев, 1980), бук характеризується досить слабкою видовою силою росту, а тому пригнічується багатьма деревними породами – ясенем звичайним, тополею євроамериканською, черешнею лісовою. У змішаних молодняках природного походження він, незважаючи на свою тіневитривалість, витісняється з деревостану залежно від вертикального поясу грабом, вербою козячою, вільхою, осикою, ліщиною тощо. Бук і ялиця – аутоінтолерантні породи, їх алелопатичний вплив взаємостимулювальний (Гречаник, 2002).

Букові ліси – унікальні осередки зростання рідкісних видів флори України. У складі угруповань за участю *F. sylvatica* на території Північної Буковини зростають 27 видів судинних рослин, занесених до Червоної книги України (Буджак, Чорней, 2001).

Причому деякі з них відіграють у таких угрупованнях роль домінантів підліска і трав'яного ярусу, формуючи угруповання, занесені до Зеленої книги України (рис. 5). Серед раритетної компоненти флори північно-буковинських букових лісів досить часто трапляються представники родини *Orchidaceae*. Зокрема велике їх різноманіття охороняється у складі формацій букових лісів НПП «Вижницький» і лісових заказників «Цецино» та «Лунківський».



Рис. 5. Рідкісні рослини – домінанти підліска і трав'яного ярусу букових лісів Північної Буковини:
 1) *Taxus baccata* L.; 2) *Allium ursinum* L.; 3) *Lunaria rediviva* L.
 © фото: Hans Benn; Lisa Carter, 2004;

Відомо (Талах, 2008), що *F. sylvatica* як едифікатор підвищує видове багатство рослин та родове багатство тварин. Із цією деревною породою пов'язано чимало рослин-едифікаторофілів: судинних рослин, грибів, мохів, лишайників і водоростей (Екофлора України Т.2, 2000).

Мікобіота, асоційована з *F. sylvatica* вивчена досить детально. Так, у монодомінантних букових лісах описано понад 100 макроміцетів (Дудка, 2003; Придюк, 2002), включаючи їстівні (рис. 6). Серед них такі рідкісні як трюфель білий (*Choiromyces meandriformis* Vitt.) та трюфель літній (*Tuber aestivum* Vitt), геріцій коралоподібний (*Hericium coralloides* (Scopoli) Persoon), грифола кучерявенька (*Grifola frondosa* (Fr.) S.F. Gray) тощо. Кількість афілофлоральних грибів-консортиів бука лісового перевищує 47 видів. Серед них є гриби, котрі уражають живі дерева, спричиняючи гнилі (Ловас, Куйффер, 2006).



Рис. 6. Їстівні гриби-консорти *F. sylvatica*:

- 1) *Oudemansiella mucida* (Schrad.) Höhn.; 2) *Pholiota adiposa* (Batsch) P. Kumm.;
3) *Hericium coralloides* (Scopoli) Persoon; 4) *Pleurotus ostreatus* (Jacq. ex Fr.) P. Kumm.

© фото: John Murray, 2013; Jason Sturner, 2008; Patrick Harvey, 2009; Fred Stevens, 2015

Бріофлора букових лісів широко представлена мохами та печіночниками (Савицька, 2008). Особливо велика їх кількість зростає в ацидофільних букових лісах (Національний каталог..., 2018). В Екофлорі України (2000) виділено 46 видів мохів-консортиів *F. sylvatica*. Для букових лісів Північної Буковини встановлено наявність 54 видів листяних мохів (Улична, 1956). До їх переліку входять такі мохи-консорти (рис. 7): *Anomodon attenuatus* (Hedw.) Hüb., *Orthotrichum stramineum* Hornsch. ex

Brid., *O. obtusifolium* Brid., *Plagiothecium laetum* W.P.Schimper, *Ulota crispa* (Hedw.) Brid. та багато інших.

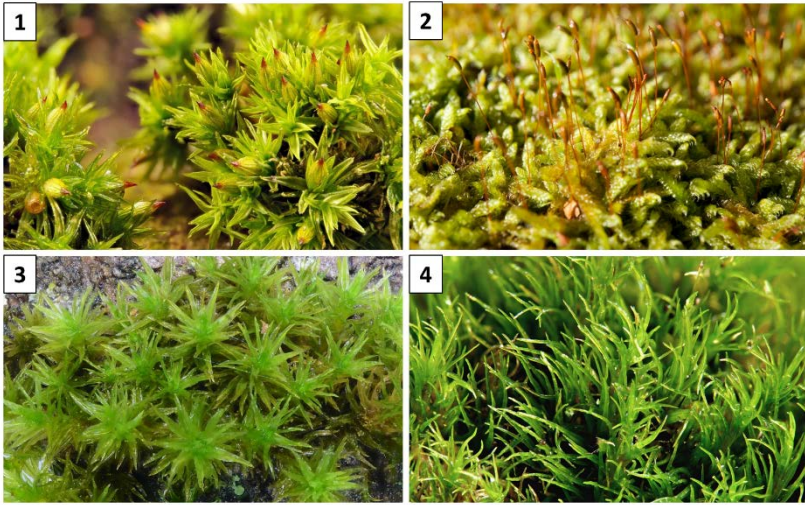


Рис. 7. Мохи-консорти *F. sylvatica*:

- 1) *Orthotrichum stramineum* Hornsch. ex Brid.; 2) *Hypnum cupressiforme* Hedw.;
 - 3) *Zygodon viridissimus* (Dickson) Bridel; 4) *Dicranum montanum* Hedw.
- © фото: Dick Haaksma, 2009, 2011; Stephen Buchan, 2011; Don Loarie, 2014

На корі *F. sylvatica* знаходять притулок численні лишайники. Лише на території Карпатського біосферного заповідника асоційована з буком лісовим ліхенобіота представлена 130 видами (Постолякін, 2012). До групи лишайників-консортивів *F. sylvatica* належить щонайменше 71 вид. Це *Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow, *Graphis scripta* (L.) Ach., *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf, *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach., *Parmelia sulcata* Taylor, *Evernia prunastri* (L.) Ach., *Platismatia glauca* (L.) Ach., , *Phlyctis argena* (Spreng.) Flot., *Pertusaria albescens* (Huds.) M. Choisy та ін. (Екофлора України, 2000; Устименко, 2012). У природних бучинах існують сприятливі умови для поширення раритетних видів лишайників роду *Lobaria*, зокрема *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. (рис. 8) (Стойко, Копач, 2012). Крім того, кору бука лісового можуть заселяти й мікроскопічні водорості. Так, до водоростей-консортивів *F. sylvatica* відносять таких представників типу Chlorophyta:

Trentepohlia piceana Meyer, *T. umbrina* (Kützing) Bornet, *T. rigidula* (J.Müller) Hariot (Екофлора України, 2000).

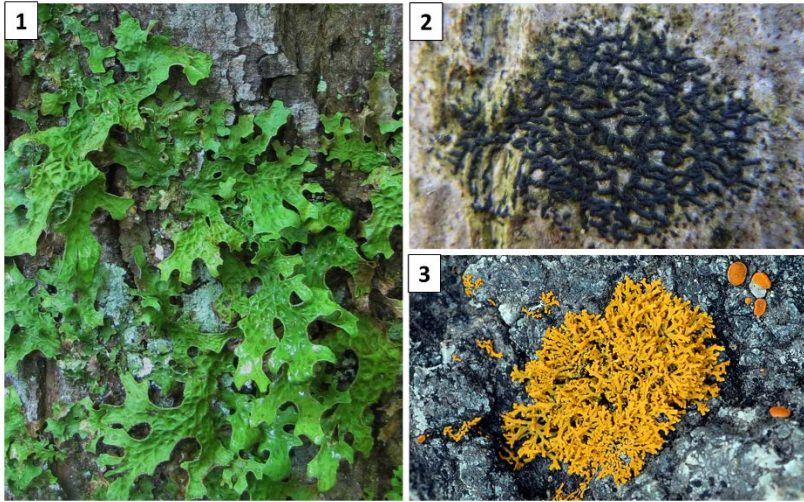


Рис. 8. Лишайники-консорт *F. sylvatica*:
1) *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm; 2) *Opegrapha atra* Pers.;
3) *Chrysothrix candelaris* (L.) J.R. Laundon
© фото: David, 2013; naturgucker.de, 2017; Richard Droker, 2007

Консортивні зв'язки поєднують *F. sylvatica* із великою кількістю комах, серед яких рідкісні (рис. 9): вусач альпійський (*Rosalia alpine* (L., 1758) і сатурнія руда (*Aglia tau* (L., 1758) (Мельник, Корінько, 2005). Велику екологічну групу букових лісів складають комахи-ксилофаги, зокрема представники ряду твердокрилі (Coleoptera) – з родин вусачі (Cerambycidae), свердлики (Lymexylonidae), шашелі (Anobiidae), златки (Buprestidae). Залежно від зайнятої екологічної ніші вони живляться деревиною і корою живих ослаблених дерев або розкладають мертву деревину. Тривалий час усіх їх характеризували як шкідників лісу. Згодом було доведено, що більшість цих жуків не завдають шкоди фізіологічно здоровим деревам, а їх функція як деструкторів мертвої та необоротно ослабленої деревини надзвичайно важлива для лісової екосистеми (Іжик, Мателешко, 2014). Крім того, комахи-ксилофаги – важлива ланка трофічних ланцюгів. Ними живиться чимало видів птахів і ссавців.

Букові ліси вражаються й численними комахами-шкідниками: буковою плодожеркою (*Cydia fagiglandana* (Zeller, 1841)), трипсами (*Thrips alni* Uzel, 1895; *Liothrips pragensis* Uzel, 1895; *Phloeothrips subtilissimus* (Haliday, 1852); *Thrips fuscipennis* Haliday, 1836), мушкою-паразитом *Mikiola fagi* (Hartig, 1839), великим березовим рогахвостом (*Tremex fuscicornis* (Fabricius, 1787)), буковим пильщиком (*Nematus fagi* Zaddach, 1876), буковою попелицею (*Phyllaphis fagi* (L., 1761) тощо (Екофлора України, 2000).

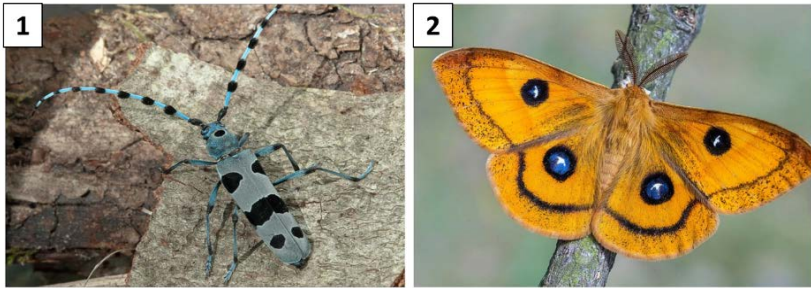


Рис. 9. Рідкісні комахи букових лісів:
 1) *Rosalia alpina* L., 1758; 2) *Aglia tau* L., 1758.
 © фото: Amadej Trnkoczy, 2016; Tamás Nestor, 2019

До найважливіших ентомофагів, котрі підтримують чисельність шкідників букових лісів на оптимальному рівні, належать павуки. Видовий склад та кількість представників аранеофауни залежить від трав'яно-чагарникового типу, а також від структури підстилки. У результаті наших попередніх досліджень (Федоряк та ін., 2007) у чистопородних та мішаних букових лісах Чернівецької області виявлено не менше 23 видів павуків із 22 родів та 12 родин (табл. 1).

Серед представлених видів тільки *Lepthyphantes flavipes* трапляється в усіх досліджених екосистемах. Три види – *Coelotes inermis*, *Linyphia triangularis* та *Metellina segmentata* виявлено у двох типах лісу. Окремі види – лише в межах однієї: *Pisaura mirabilis* та *Pachygnatha listeri* – у буково-дубовому, а *Harpactea saeva* та *Tegenaria ferruginea* – у чистій бучині. Близько 40 % у складі досліджених аранеокомплексів складають види, поширені тільки в межах одного типу ділянок.

Таблиця 1

Структура населення павуків букових лісів різної чистоти
на основі індексу відносного кількісного багатства

Вид	Частка виду (%) у складі аранеокомплекса						Характер трапляння		
	Б-Я		Б		Б-Д		a	b	Ia
	Н	В	Н	В	Н	В			
Agelenidae									
<i>Coelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	-	11	33	31	-	-	3	3	25
<i>Coelotes sp.</i> Blackwall, 1841	-	20	-	-	-	-	1	1	0,1
<i>Tegenaria ferruginea</i> (Panzer, 1801)	-	-	11	8	-	-	2	1	5,5
<i>Tegenaria sp.</i> Latreille, 1804	-	-	-	8	-	-	1	0	0,1
Amaurobiidae									
<i>Amaurobius fenestralis</i> (Strom, 1768)	-	-	11	-	-	-	1	1	0,1
Araneidae									
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1758	-	-	-	-	-	+	1	0	0,1
<i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772)	-	-	-	-	+	-	1	0	0,1
Cybaeidae									
<i>Cybaeus angustiarum</i> L. Koch, 1868	11	-	-	-	-	-	1	1	0,1
Dictynidae									
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	8	-	-	1	0	0,1
<i>Nigma sp.</i> Lehtinen, 1967	-	-	-	-	+	-	1	0	0,1
Dysderidae									
<i>Harpactea saeva</i> (O. Herman, 1879)	-	-	8	11	-	-	2	1	5,5
Linyphiidae									
<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1758)	11	-	-	-	+	-	2	1	5,5
<i>Lepthyphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	22	-	11	15	-	+	3	2	16,7

Закінчення таблиці 1

Вид	Частка виду (%) у складі аранеокомплекса						Характер трапляння		
	Б-Я		Б		Б-Д		a	b	Ia
	Н	В	Н	В	Н	В			
<i>Microlinyphia sp.</i> Gerhadt, 1928	-	-	11	-	-	+	1	1	0,1
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	11	-	-	-	-	-	1	1	0,1
<i>Neriene montana</i> (Clerek, 1758)	22	-	-	-	-	-	1	1	0,1
Lycosidae									
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	-	-	-	-	-	8	1	1	0,1
<i>Pardosa sp.</i> C.L. Koch, 1847	11	20	-	8	59	4	5	3	41,7
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872	-	20	-	-	-	-	1	1	0,1
<i>Trochosa sp.</i> C.L. Koch, 1847	-	-	-	-	-	12	1	1	0,1
Philodromidae									
<i>Philodromus sp.</i> Walckenaer, 1826	-	-	-	-	-	4	1	0	0,1
Pisauridae									
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1758)	-	-	-	-	18	21	2	2	11,1
Tetragnathidae									
<i>Metellina mengei</i> (Blackwall, 1869)	11	40	-	-	-	-	2	2	11,1
<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1758)	-	-	-	8	9	17	3	1	8,3
<i>Metellina sp.</i> Chamberlin et.Ivie, 1941	-	-	11	-	-	-	1	1	0,1
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	-	-	-	-	4	12	2	1	5,5
Thomisidae									
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1758)	-	-	-	-	-	4	1	0	0,1

Примітка: «+» – вид складає >4%, «-» – вид не виявлено; а – число ділянок, де вид виявлено; b – число ділянок, де вид евдомінує (< 10 %); n – число ділянок; Б-Я – буково-ялищевий, Б – буковий, Б-Д – буково-дубовий ліс (Н – під наметом, В – у «вікнах»).

Аналіз аранеокомплексів на основі індексу відносного кількісного багатства (Ia) показав, що до видів, які зустрічаються повсюдно і всюди численні, належать *L. flavipes* (Ia = 33,3), *C. inermis* (Ia = 33,3) та представники роду *Pardosa* (Ia = 41,7). Два види *P. mirabilis* (Ia = 11,1) та *M. menzei* (Ia = 11,1) трапляються повсюдно і локально численні. Чотири види трапляються повсюдно і всюди звичайні, дев'ять трапляються повсюдно і всюди рідкісні чи звичайні, сім видів належать до тих, котрі трапляються локально й усюди дуже рідкісні. Найбільше виділяється за присутністю рідкісних видів екосистема буково-дубового лісу (5 видів), як найбільш територіально віддалена від обох інших досліджених екосистем (Федоряк та ін., 2007).

Встановлено, що видовий склад аранеокомплексів буково-лищового та буково-дубового лісів суттєво різняться під наметом дерев, та у так званих «вікнах» між ними. Чиста бучина характеризується найбільшою подібністю видового складу під наметом дерев і у «вікнах».



Рис. 10. Хребетні тварини букових лісів:

- 1) *Dryomys nitedula* (Pall., 1778); 2) *Loxia curvirostra* L., 1758;
3) *Salamandra salamandra* (L., 1758); 4) *Capreolus capreolus* (L., 1758)

© фото: Nill Dietmar, 2008; Bob Eade, 2019; Jens K. Müller, 2014; Julien Ruiz, 2019

Серед земноводних та плазунів у букових лісах мешкають саламандра плямиста (*Salamandra salamandra* (L., 1758)), квакша звичайна (*Hyla arborea* (L., 1758)), ящірка прудка (*Lacerta agilis* L., 1758), вуж звичайний (*Natrix natrix* (L., 1758)).

Насінням та бруньками *F. sylvatica* живиться понад 26 видів птахів: орябок (*Tetrastes bonasia* (L., 1758)), припутень (*Columba palumbus* L., 1758), гаїчка-пухляк (*Parus montanus* Bald., 1827) та ін. (Мельник, Корінько, 2005). В українських букових лісах сформувались сприятливі умови для зимівлі понад 15 лісових видів птахів, що прилітають сюди зимувати з північно-європейської та російської тайги. Чисті бучини – основне середовище, котре забезпечує збереження синиці довгохвостої (*Aegithalos caudatus* (L., 1758)) та снігура (*Pyrrhula pyrrhula* (L., 1758)) у складних зимових умовах (Стрянець та ін., 2015). На території Північної Буковини тісно пов'язані з буковим лісом зяблик (*Fringilla coelebs* L., 1758), дрозди (*Turdus* sp.), вільшанка (*Erithacus rubecula* (L., 1758)), повзик (*Sitta europaea* L., 1758) (Гузій, 1994).

Із буком трофічно пов'язані щонайменше 13 видів ссавців (Мельник, Корінько, 2005). У чистопородних букових лісах серед типових представників можна назвати мишака жовтогрудого (*Sylvaemus tauricus* (Pall., 1811)), вовчка сірого (*Glis glis* (L., 1766)), ліскульку руду (*Muscardinus avellanarius* (L., 1758)), соню лісову (*Dryomys nitedula* (Pall., 1778)), вивірку лісову (*Sciurus vulgaris* L., 1758), кабана (*Sus scrofa* L., 1758), сарну європейську (*Capreolus capreolus* (L., 1758)), оленя благородного (*Cervus elaphus* L., 1758). Гірські букові праліси надають притулок більш ніж 10 видам кажанів (Башта, Коваль, 2013).

Геоботанічна характеристика букових лісів Північної Буковини

В. В. Буджак та І. І. Чорней (2001) виділяють на території Чернівецької області 11 субформацій букових лісів, представлених 122 асоціаціями.

У букових лісах Хотинської височини, яка належить до території острівного поширення *F. sylvatica*, З. Н. Гороховою та Т. І. Солодковою (1970) описано 23 асоціації. У лісорослинних умовах свіжих сугрудків поширено 5 груп асоціацій: 1) чисті

букові ліси (*Fagetum (sylvaticae)*); 2) грабово-букові (*Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 3) березово-грабово-букові (*Betuleto (pendulae)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 4) березово-осиково-грабово-букові (*Betuleto (pendulae)–Populeto (tremulae)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 5) черешнево-букові (*Ceraseto (avium)–Fagetum (sylvaticae)*).



Рис. 11. Асоціація *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*

© фото: І. М. Данилик, 2012

Чисті букові ліси

представлені досить поширеною асоціацією букового лісу з маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*) (рис. 11).

Грабово-букові ліси в основному представлені асоціацією грабово-букового лісу з осокою волосистою (*C.–F. caricosum (pilosae)*) і веснівкою дволистою. Менше поширені в цих лісорослинних умовах такі асоціації:

березово-грабово-букового лісу з осокою пальчастою (*B.–C.–F. caricosum (digitatae)*); березово-осиково-грабово-букового лісу з осокою волосистою (*B.–P.–C.–F. caricosum (pilosae)*). На невеличких ділянках – букового лісу з веснівкою дволистою (*F. maianthemum (bifolii)*).

Букові ліси в умовах свіжого ґрунту представлені 8 групами асоціацій: 1) грабово-букові ліси (*Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 2) грабово-дубово-букові (*Carpineto (betuli)–Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae)*); 3) дубово-грабово-букові (*Querceto (roboris)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 4) грабово-кленово-букові (*Carpineto (betuli)–Acerato (pseudoplatani)–Fagetum (sylvaticae)*); 5) букові (*Fagetum (sylvaticae)*); 6) дубово-букові (*Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae)*); 7) березово-букові (*Betuleto (pendulae)–Fagetum (sylvaticae)*); 8) кленово-букові (*Acerato (pseudoplatani)–Fagetum (sylvaticae)*).

Грабово-дубово-букові ліси. Найпоширеніша асоціація – грабово-дубово-буковий ліс з підмаренником проміжним (*C.–Q.–F. galiosum (intermedii)*). Рідше трапляється грабово-

дубово-буковий ліс із фіалкою лісовою й осокою волосистою (*C.–Q.–F. violoso (reichenbachiana)–caricosum (pilosae)*).

Дубово-грабово-букові ліси. Поширена асоціація – дубово-грабово-буковий ліс з маренкою запашною і зеленчуком жовтим (*Q.–C.–F. galioso (odorati)–galeobdolosum (lutei)*). Рідше можна побачити асоціації букового лісу із яглицею звичайною (*F. (sylvaticae) aegopodiosum (podagrariae)*); дубово-букового лісу з осокою волосистою (*Q.–F. caricosum (pilosae)*); дубово-грабово-букового лісу з осокою волосистою (*Q.–C.–F. caricosum (pilosae)*); дубово-грабово-букового лісу з копитняком європейським (*Q.–C.–F. asarosum (europaei)*). Невеликі площі охоплюють асоціації букового лісу з маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*); березово-дубово-букового лісу з маренкою запашною (*B.–Q.–F. galiosum (odorati)*); кленово-букового лісу з лунарією оживаючою (*A.–F. lunariosum (redivivae)*).

У межах Прут-Сіретського межиріччя, яке належить до території суцільного розповсюдження бука, Горохова З. Н. та Солодкова Т. І. (1970) виділяють формацію букових лісів, представлену 12 групами асоціацій: 1) букові ліси (*Fagetum (sylvaticae)*); 2) букові з тисом (*Fagetum (sylvaticae) taxoso (baccatae)*); 3) дубово-букові (дуб звичайний) (*Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae)*); 4) дубово-грабово-букові (дуб звичайний) (*Querceto (roboris)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 5) грабово-дубово-букові (дуб звичайний) (*Carpineto (betuli)–Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae)*); 6) дубово-букові (дуб скельний) (*Querceto (petrae)–Fagetum (sylvaticae)*); 7) дубово-грабово-букові (дуб скельний) (*Querceto (petrae)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 8) грабово-букові (*Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*); 9) ялицево-букові (*Abiето (albae)–Fagetum (sylvaticae)*); 10) грабово-ялицево-букові (*Carpineto (betuli)–Abiето (albae)–Fagetum (sylvaticae)*); 11) березово-букові (*Betuleto (pendulae)–Fagetum (sylvaticae)*); 12) березово-грабово-букові (*Betuleto (pendulae)–Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae)*).

Чисті букові ліси представлені тут 16 асоціаціями. На вододільних рівних ділянках і в умовах вологих ґрунтів найбільше поширені: буковий ліс із яглицею звичайною (*F. aegopodiosum (podagrariae)*); буковий із осокою лісовою (*F. caricosum (sylvaticae)*); буковий із копитняком європейським (*F. asarosum*



Рис. 12. Асоціація *Fagetum (sylvaticae) sphagnosum*

© Фото: В. М. Рало, 2009

(*europaei*); буковий з маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*). До північних схилів 5–8° крутизни приурочені букові ліси мертвопокровні (*F. nudum*); букові ліси з осокою волосистою (*F. caricosum (pilosae)*), букові ліси із зеленими мохами (*F. sphagnosum*) (рис. 12). На північно-східних схилах 6–8° крутизни поширені

асоціації букового лісу з безщитником жіночим (*F. athyriosum (filix-feminae)*) і букового лісу з веснівкою дволистою (*F. maianthemosum (bifolii)*). На північно-західних схилах (5°) трапляється буковий ліс із маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*). Нижні частини цих схилів вкривають букові ліси з плющем (*F. hederosum (helicis)*). До східних схилів приурочені чисті букняки – букові ліси з підлісником європейським (*F. saniculosum (europaee)*). По дну балок і западин в умовах сирих грудів місцями росте буковий ліс з хвощем великим (*F. equisetosum (telmateiae)*).

Букові ліси з тисом поширені на території Великокучурівського лісництва в околицях с. Глибочок на дуже незначній площі.

Дубово-букові ліси ростуть на супіщаних сірих лісових ґрунтах за участю дуба звичайного та на суглинистих сірих лісових ґрунтах, які підстилаються галечниками, за участю дуба скельного.

Дубово-букові ліси з дубом звичайним представлені трьома асоціаціями: дубово-букового лісу з шавлією клейкою (*Q.–F. salviosum (glutinosae)*) (північно-східні схили, 5–15°); дубово-букового з маренкою запашною (*Q.–F. galiosum (odorati)*) (схили північно-західних експозицій); дубово-букового з осокою волосистою і копитняком європейським (*Q.–F. caricoso (pilosae) – asarosum (europaei)*) (східні та західні схили). Дубово-букові ліси з дубом скельним приурочені в умовах свіжих грудів до найвищих і сухих місцезростань. Представлені вони трьома асоціаціями: дубово-букового лісу мертво-покровного (південні і південно-західні схили) (*Q.–F. nudum*); дубово-букового з барвінком малим (*Q.–F. vincosum*

(*minoris*)) (північно-західні вологі схили); дубово-букового з маренкою запашною (*Q.*–*F. galiosum (odorati)*) (північно-західні схили 5–7 °).

Ялицево-букові ліси трапляються зрідка, на північних схилах, на бурих лісових слабколужних, легкосуглинкових ґрунтах, підстелених вапняками. Представлені трьома асоціаціями: ялицево-букового лісу мертвопокровного (*A.*–*F. nudum*); ялицево-букового з копитняком європейським (*A.*–*F. asarosum (europaei)*); ялицево-букового з квасеницею звичайною (*A.*–*F. oxalidosum (acetosellae)*).

У межах Буковинського Передкарпаття, що також є територією суцільного розповсюдження бука, З. Н. Горохова та Т. І. Солодкова (1970) виділяють 4 групи асоціацій букових лісів: 1) чисті букові ліси (*Fagetum (sylvaticae)*); 2) дубово-букові (*Querceto (roboris)*–*Fagetum (sylvaticae)*); 3) ялицево-букові (*Abieto (albae)*–*Fagetum (sylvaticae)*); 4) ялиново-букові (*Piceeto (abietis)*–*Fagetum (sylvaticae)*).



Рис. 13. Асоціація *Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)*

© Фото: В. А. Онищенко, 2010

Чисті букові ліси ростуть на вологих суглинкових бурих лісових слабколужних ґрунтах. Представлені асоціаціями: букового лісу з маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*) (на рівнинних місцях); букового з ожиною змієподібною (*F. rubosum (hirti)*) (на пологих східних схилах); букового з осокою волосистою (*F. caricosum (pilosae)*) (на південних схилах) (рис. 13).

Ялицево-букові ліси також приурочені до умов вологих грудів і ростуть на легких суглинкових бурих лісових слабколужних ґрунтах. Тут домінує асоціація ялицево-букового лісу з маренкою запашною (*A.*–*F. galiosum (odorati)*), приурочена до верхніх частин пологих північно-східних схилів.

Ялиново-букові ліси трапляються зрідка, на суглинистих бурих лісових ґрунтах. Поширена тут асоціація – ялиново-буковий ліс з осокою волосистою і зубницею бульбистою (*P.*–*F. caricoso (pilosae)*–*dentariosum (bulbiferae)*), приурочена до пологих східних схилів.

Інші автори (Калуцкий и др., 1972; Мальцев, 1980) виділяють кілька типів букових лісів Чернівецького Передгір'я:

Свіжа дубова субучина представлена наступними асоціаціями: букняк дубово-осоковий, букняк дубово-ожиковий, букняк дубово-салатовий, букняк дубово-злаковий та відповідні букові дубняки.

Свіжа дубова бучина представлена асоціаціями: букняк дубово-ясенниковий, букняк дубово-зубняковий, букняк осоковий.

Свіжа грабова бучина. Часто представлена вологуватим підтипом. Асоціації: букняк грабово-маренковий, букняк грабово-зубницевий, букняк грабово-пролісковий. Остання асоціація характерна для вологуватого підтипу.

Волога дубова бучина представлена наступними асоціаціями: букняк дубово-пролісковий, букняк дубово-щитниковий.



Рис. 14. Асоціація *Fagetum (sylvaticae) lunariosum (redivivae)*

У Буковинських Карпатах З. Н. Горохова та Т. І. Солодкова (1970) виділяють 6 груп асоціацій: 1) чисті букові ліси (*Fagetum (sylvaticae)*); 2) ялицево-букові (*Abieto (albae)–Fagetum (sylvaticae)*); 3) грабово-ялицево-букові (*Carpineto (betuli) – Abieto (albae)–Fagetum (sylvaticae)*); 4) ялиново-ялицево-букові (*Piceeto (abietis) – Abieto (albae)–*

Fagetum (sylvaticae)); 5) ялиново-букові (*Piceeto (abietis)–Fagetum (sylvaticae)*); 6) ялиново-грабово-букові (*Piceeto (abietis)– Carpineto (betuli)– Fagetum (sylvaticae)*).

Чисті букові ліси приурочені до вологих ґрунтів і найродючіших ґрунтів. Поширені асоціації букових лісів: буковий ліс з маренкою запашною (*F. galiosum (odorati)*) (нижні частини північних схилів, 15 °); буковий з ожикою гайовою і кременою білою (*F. luzuloso (luzuloiditis)–petasitosum (albae)*) (нижні частини північних схилів, до 35 °); буковий із лунарією оживаючою (*F. lunariosum (redivivae)*) (рис. 14) (випуклі середні частини північно-східних схилів, до 50 °); буковий із зеленчуком жовтим (*F. galeobdolosum (lutei)*) (нижні частини південно-західних схилів, 5 °).

Ялицево-букові ліси приурочені до родючіших місцезростань – вологих ґрунтів. Поширені такі асоціації: ялицево-букового лісу із зубницею залозистою (*A.–F. dentariosum (glandulosae)*) (на верхніх і

середніх частинах переважно північних схилів, 10-25 °); ялицево-букового з ожикою гайовою (*A.-F. luzulosum (luzuloiditis)*) (на випуклих середніх частинах південно-східних схилів, 20 °); ялицево-букового з маренкою запашною (*A.-F. galiosum (odorati)*) (на верхніх і середніх частинах південно-східних схилів, 20° крутизни, і на рівних ділянках по гребенях горбів); ялицево-букового з квасеницею звичайною (*A.-F. oxalidosum (acetosellae)*) (на випуклих верхніх частинах північно-східних схилів, 15 °).

Грабово-ялицево-букові ліси ростуть на межі гірської зони і передгір'я. У грабово-ялицево-букових лісах поширена асоціація з маренкою запашною (*C.-A.-F. galiosum (odorati)*).

Ялиново-ялицево-букові ліси, що заповнюють переважно опуклі ділянки верхніх і середніх частин схилів східних і західних експозицій 12-15 ° крутизни, приурочені до свіжих грудів на гірсько-лісових слабколужних буроземах. Тут поширені такі асоціації: ялиново-ялицево-буковий ліс із зубницею бульбистою (*P.-A.-F. dentariosum (bulbiferae)*); ялиново-ялицево-буковий з дріоптерисом чоловічим і безщитником жіночим (*P.-A.-F. dryopteridoso (filix-maris) athyriosum (filix-feminae)*); ялиново-ялицево-буковий із ожиною змієподібною (*P.-A.-F. rubosum (hirti)*); ялиново-ялицево-буковий із маренкою запашною *P.-A.-F. galiosum (odorati)*).

Ялиново-грабово-букові ліси трапляються порівняно рідко в умовах свіжих грудів на гірсько-лісових бурих слабколужних ґрунтах. Поширена асоціація – ялиново-грабово-буковий ліс різноотравний.

К. К. Смаглюк (1964) виділяє на території Північної Буковини такі групи букових лісів:

- 1) чисті – представлені свіжими і вологими бучинами;
- 2) змішані з твердолистяними породами – представлені свіжими і вологими дубовими і грабовими бучинами і суббучинами;
- 3) змішані зі шпильковими породами – представлені свіжими і вологими грабово-ялицевими, ялицевими і ялиново-ялицевими бучинами, а також вологими грабово-ялицевими суббучинами.

А. С. Шкляр (1965) об'єднує все різноманіття типів букових лісів Північної Буковини у 3 групи, котрі різняться за лісорослинними умовами, структурою деревостану, перебігом росту і продуктивністю насаджень, а також процесами природного відновлення. Перша група поєднує типи гірських і передгірських букових лісів на свіжих буроземних, дерново-

буроземних і буро-коричневих ґрунтах: мертвопокривна, маренкова, ялицева і різнотравно-ожинова бучини; друга – типи гірських букових лісів на вологих опідзолених буроземах: кислична і папоротева бучини; третя – типи рівнинних і передгірських букових лісів на сірих лісових слабкоопідзолених суглинках: різнотравно-осокова і грабова бучини.

А. І. Швиденко (1964) серед переважних типів лісу в лісовому фонді Чернівецької області називає свіжі дубові, грабові та ялицеві бучини, вологі грабові та ялицеві бучини, а також суббучини.

Екологічна роль букових лісів Північної Буковини

Лісові екосистеми загалом та букові ліси зокрема здатні надавати чимало важливих екосистемних послуг, забезпечуючи широке коло потреб сучасного суспільства. Регіонам із високим рівнем лісистості притаманне історичне формування лісозалежних громад, добробут яких прямо залежить від стану та стійкості лісових екосистем. Багатофункціональність їх ресурсного потенціалу забезпечує найрізноманітніші ресурсні, рекреаційні та культурні потреби таких громад, формуючи, окрім матеріальних і ціннісних благ, широкий спектр ніш на ринку праці (Мельникович, 2018). Поруч із багатограним соціо-економічним потенціалом лісів розглядають їх екологічний потенціал, який охоплює групи підтримуючих та регулювальних екосистемних послуг (Суска, 2016; 2017). Особливо велику цінність становить здатність лісів створювати сприятливі умови для існування і розвитку природного комплексу окремих територій і цілих ландшафтів.

Букові праліси і ліси, наближені до них за структурою, являють собою багатоярусні, різновікові системи, які створюють велике різноманіття екологічних ніш для численних видів рослин, тварин, грибів та мікроорганізмів. Важливу роль у таких екосистемах відіграє мертва деревина, яка разом із листяним опадом сприяє формуванню розгалужених повночленних трофічних мереж, що у свою чергу забезпечує природний контроль кількості видів. Через це високопродуктивні чистопорідні та мішані букові ліси Північної Буковини, які подекуди збереглися в недоторканному стані, можна розглядати

як природні еталони для формування екологічно стабільних лісів шляхом ренатуралізації трансформованих деревостанів. На користь цього твердження свідчить досить широкий спектр рідкісних фітоценозів, раритетних видів у складі флори та фауни природоохоронних територій, які охороняють екосистеми бучин або їх частини (Заповідні перлини Буковини, 2017). Детальніше соціологічна характеристика букових лісів Північної Буковини представлена у наступному розділі.

Разом із великим генетично-ресурсним потенціалом виділяють біодисперсне значення старовікових букових лісів (Стойко, 2018), тобто можливість розселення аборигенних видів з їхніх осередків у прилеглі експлуатаційні ліси та інші антропогенно трансформовані ландшафти. Окрім того, вони створюють оптимальні умови для запилення рослин і розповсюдження насіння тінелюбних видів.

Чисті та мішані бучини володіють високим первинним екологічним екосистемним потенціалом. Емпірично встановлено (Голубець та ін., 2001), що річний приріст фітомаси різновікових деревостанів бучини зеленчуково-волосистоосокової ((*F. (sylvaticae)*–*galeobdolosus (lutei)*–*caricosus (pilosus)*) коливається від 16,3 до 19,8 т/га. Для порівняння автори наводять значення для похідних смеречників: 12,7–15,5 т/га. Приріст фітомаси *F. sylvatica* за вегетаційний період складає 246–305 г/м² листової поверхні, *Abies alba* – 74–107 г/м², *Picea abies* – 58–79 г/м². Кількість продукovanого кисню у буковому лісі сягає 18,5–22,7 т/га, у смерековому – 13,3–20,2 т/га. Разом з тим, встановлено здатність букового лісу акумулювати карбон у кількості 395 т/га. Дослідження також показали, що за період з 2002 до 2012 рр. кількість карбону у відмерлій деревині бука зросла на 37 % і становить 35 т/га (Nord-Larsen et al., 2019). Такі властивості ефективно забезпечують продукційну функцію та регулювання складу атмосферного повітря. Великі лісові масиви регулюють клімат на локальному і регіональному рівнях, зокрема сприяють пом'якшенню температурного режиму та збільшенню кількості опадів. З іншого боку, вони здатні надавати захист від повеней, селевих потоків, зсувів, посух, сильних вітрів тощо. Утримання та зберігання води сприяє

регулюванню гідрологічного режиму. Це має особливе значення для Північної Буковини, враховуючи тенденції впродовж останнього десятиліття до щорічних паводків із руйнівними наслідками для народного господарства та прибережної біоти.

Згідно літературних відомостей (Staaf, 1980; Finzi et al., 1998; Голубець, 2000), букові ліси мають збалансований колообіг не лише біогенних елементів, але й другорядних. Окрім того, *F. sylvatica* протягом життєвого циклу акумулює широкий спектр хімічних елементів. Так, у стовбурах депонуються переважно нітроген, калій, кальцій та фосфор, у коренях – нітроген, калій, кальцій і силіцій, у гілках – кальцій, калій і сульфур, у листі – нітроген, калій, магній і фосфор. Усереднений вміст зольних елементів у чистих букових деревостанах сягає 2,42–51,10 т/га. Частка нітрогену у сухій речовині фітомаси стиглої бучини становить 0,3 %, кальцію – 0,13–0,24 %, калію – 0,13 %, сіліцію – 0,06 %, магнію – 0,2 %, фосфору та сульфуру – по 0,05 %, мангану, алюмінію, феруму та натрію разом – 0,04 %. Не зважаючи на те, що трав'яний покрив бучин малопродуктивний, він також відіграє важливу роль у накопиченні хімічних елементів (Голубець, 2000). Отже, поглинальна екосистемна послуга у бучинах реалізована на належному рівні.

Фітомаса коренів у бучинах різного складу та бонітету становить 40,12–127,31 т/га, а маса мертвої органіки – 9,23–21,58 т/га (Голубець, 2000). Це забезпечує ґрунтовірну та ґрунтозахисну, зокрема – протиерозійну, функції букових лісів.

Названі й інші екосистемні послуги чистопородні та мішані букові ліси надають у повному обсязі лише за умови раціонального та невиснажливого господарювання, підтримання належного санітарно-екологічного стану, наявності у достатній кількості старих дерев та мертвої деревини, забезпечення цілісності підстилки, мохового та трав'яного покриву, підтримки біологічного різноманіття на високому рівні. Ще одна важлива умова: підтримка міжекосистемних зв'язків, які забезпечують реалізацію саморегуляційних механізмів лісу як складної біологічної системи.

РОЗДІЛ 2. СОЗОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА БУКОВИХ ЛІСІВ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ

Завдяки складним і різноманітним природним умовам на території Північної Буковини сформувалось велике різноманіття лісової рослинності з притаманним флористичним і фауністичним багатством. Історично тут зростали переважно широколистяні ліси. Палінологічні дані свідчать, що вони витіснили хвойні породи у середньому голоцені (7800–3000 років тому). Домінуючою породою на той час був дуб. У період пізнього голоцену (3300 років тому) дубові масиви частково поступилися буковим і грабовим, а в гірській частині Чернівецької області – модриновим (Артюшенко и др., 1982).

У X–XII ст. значну частину Буковини все ще вкривали широколистяні породи. В цей час почалося інтенсивне випалювання лісів, пов'язане з сільськогосподарським освоєнням земель. Період між XIII та XVIII ст. характеризується інтенсивним природним поширенням у Північній Буковині ялини і ялиці (Gerasimenko et al., 2019). А в кінці XVIII – на початку XIX ст. розпочалось хижацьке вирубування листяних, особливо букових, лісів. На лісосіках знищували сходи та підріст, а місцями кільцювали навіть зрілі дерева. Після зведення лісу оголені ділянки три роки використовували під сільськогосподарські культури, а потім засівали ялиною (Горохова, Солодкова, 1970).

Разом з тим розчленованість рельєфу та близьке розташування Карпатських гір зіграли визначальну роль для збереження реліктової рослинності у природних рефугіумах Північної Буковини. Утворились так звані осередки консервації, з яких відбувалося поширення широколистяних і, зокрема, букових порід на територію Прикарпаття, Розточчя і Поділля (Артюшенко и др., 1982).

Незважаючи на те, що за останні три століття площа букових лісів Північної Буковини скоротилася більш ніж утричі, на цій території залишилося чимало созологічно цінних екосистем, сформованих буком лісовим. Нині до складу природно-заповідного фонду Чернівецької області належить 24 території, які охороняють екосистеми букових лісів або їх частини (Чорней та ін., 2009; Хотинська височина, 2012; Коржик, 2013; Заповідні перлини Буковини, 2017).



Рис. 15. Розташування територій ПЗФ загальнодержавного значення, котрі охороняють букові ліси у Північній Буковині

Національні природні парки

Національний природний парк «Вижницький».

Розташований переважно на території Бескидських Карпат на межі із Прут-Сіретським межиріччям, що адміністративно належить до Вижницького району Чернівецької області. За площею (11238,0 га) це один із найменших національних природних парків Українських Карпат. Статус природоохоронної території надано 30 серпня 1995 року.

Національний природний парк «Вижницький» суттєво відрізняється від інших національних парків регіону, де переважають середньогірні та високогірні ландшафти з притаманною їм рослинністю. Він уособлює низькогірну частину Карпат із порівняно м'яким кліматом, що сприяє поширенню теплолюбних порід. Отже, найбільш поширені серед ценозів лісової рослинності на території НПП ліси, деревостан яких утворений переважно буком лісовим та ялицею білою. Тут виявлено такі фітоценози, занесені до Зеленої книги України: 1) угруповання букових лісів (*Fageta sylvaticae*) з домінуванням барвінку малого (*Vinca minor* L.), представлені

асоціацією *Fagetum (sylvaticae) vincosum (minoris)*; 2) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням лунарії оживаючої (*Lunaria rediviva*), представлені асоціаціями *F. lunariosum (redivivae)*, *Abieto (albae)–Fagetum (sylvaticae) lunariosum (redivivae)*, *Abieto (albae)–Piceeto (abietis)–Fagetum (sylvaticae) lunariosum (redivivae)*; 3) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням плюща звичайного (*Hedera helix* L.), представлені асоціаціями *F. hederosum (helicis)* та *A.–F. hederosum (helicis)*; 4) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням цибулі ведмежої (*Allium ursinum*), представлені асоціаціями *F. alliosum (ursini)*, *P.–F. alliosum (ursini)*, *P.–A.–F. alliosum (ursini)*, (*A.–F. alliosum (ursini)*); 5) угруповання скельно-дубово-букових лісів (*Querceto (petraea)–Fageta (sylvaticae)*) з домінуванням ожики гайової (*Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy), представлені асоціаціями (*Querceto (petraea)–Fagetum (sylvaticae) luzulozum (luzuloiditis)*) та *Q.–F. vaccinosum (myrtilli)*.

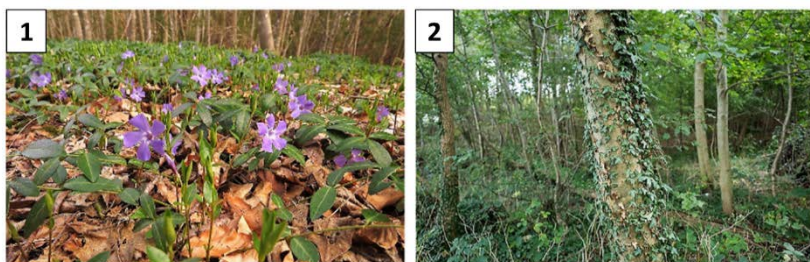


Рис. 16. Рідкісні типи асоціацій із домінуванням у трав'яному ярусі реліктових видів, виявлені на території НПП «Вижницький»:
1) *Fagetum (sylvaticae) vincosum (minoris)*; 2) *Fagetum (sylvaticae) hederosum (helicis)*

© фото: Anikó Erlinger Battyányi, 2019; Christoffer Jon Sinnbeck, 2015

НПП «Вижницький» налічує понад 700 видів судинних рослин. Науковцями відмічено вищу частку представників хвощеподібних і папоротеподібних порівняно із флорою Українських Карпат. У складі екосистем букових лісів природного парку ростуть такі види, занесені до Червоної книги України: баранець звичайний (*Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank & Mart.), беладонна звичайна (*Atropa belladonna* L.), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce), булатка довголиста (*C. longifolia* (L.) Fritsch.), гніздівка

звичайна (*Neottia nidus-avis* (L.) Rich.), коручка пурпурова (*Epipactis purpurata* Smith), коручка темночервона (*E. atrorubens* (Hoffm. ex Bernh.) Besser), коручка чемерниковидна (*E. helleborine* (L.) Crantz), лунарія оживаюча (*Lunaria rediviva*), любка дволиста (*Platanthera bifolia* (L.) Rich.), міхурниця судетська (*Cystopteris sudetica* A. Braun et Milde), плаун колючий (*Lycopodium annotinum* L.), цибуля ведмежа (*Allium ursinum*).



Рис. 17. Рідкісний гриб *Clathrus archeri* (Berk.) Dring

© фото: Hennie Cuper, 2018

Окрім того, на території парку виявлено 147 видів та одну різновидність агарикоїдних грибів. Серед них 57 видів виявилися новими для Карпатських Лісів України, а 17 видів уперше зареєстровані на території України. Цікавими виявились знахідки червонокнижних грибів гериція коралоподібного (*Hericium coralloides*) та квіткохвісника Арчера

(*Clathrus archeri* (Berk.) Dring) (рис. 17).

НПП «Вижницький» входить до складу Смарагдової мережі в Україні, а букові ліси представляють один із типів оселищ Резолюції № 4 Бернської конвенції.

За експертною оцінкою фауна безхребетних НПП «Вижницький» налічує близько 4000-6000 видів, що належать до 44 класів і 16 типів (Скільський, Мелешук, 2015). Серед них 20 видів віднесено до Червоної книги України. Вони належать до 20 родів, 16 родин, 7 рядів і 4 класів. Більшість належить до класу Комахи: жук-олень (*Lucanus cervus* L., 1758), вусач мускусний (*Aromia moschata* L., 1758), махаон (*Papilio machaon* (L., 1758)), мнемозина (*Parnassius mnemosyne* (L., 1758)), мінливець великий (*Apatura iris* (L., 1758)), бражник мертва голова (*Acherontia atropos* (L., 1758)), бджола-гесляр звичайна (*Xylocopa violacea* (L., 1758)).

Аранеофауна НПП «Вижницький» досі досліджена фрагментарно. Ми частково заповнили прогалини у цій царині, проаналізувавши видовий склад павуків-герпетобіонтів узлісь та закритих ділянок ялиново-букових лісів в урочищі Стебник на

південно-західній околиці смт Берегомет Вишницького району (Федоряк та ін., 2015). За результатами досліджень виявлено 17 видів павуків-герпетобіонтів із 7 родин. Найбільшою кількістю видів представлені родини *Linyphiidae* та *Lycosidae*. За кількістю виловлених екземплярів та частотою трапляння переважають види: *Histopona torpida* (C. L. Koch, 1837), *Walckenaeria furcillata* (Menge, 1869), *Pardosa fulvipes* (Collett, 1876) і *P. pullata* (Clerck, 1757). Лише на узліссях встановлено присутність *Callobius claustrarius* (Hahn, 1833), *Micaria pulicaria* (Sundevall, 1831), *Tenuiphantes zimmermanni* (Bertkau, 1890), *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757), *Piratula hygrophila* (Thorell, 1872), *Xerolycosa nemoralis* (Westring, 1861).

Види *Gongylidiellum latebricola* (O. P.-Cambridge, 1871), *Pelecopsis radicola* (L. Koch, 1872), *Ozyptila trux* (Blackwall, 1846) приурочені до біотопу узлісся ялинового-букового лісу на г. Бозна (схил північно-східної експозиції крутизною 15 °, висота н. р. м. 911 м). Закриті лісові ділянки характеризуються невеликим видовим багатством павуків-стратобіонтів. Тут трапляються *Bathypantes nigrinus* (Westring, 1851), *Tenuiphantes tenebricola* (Wider, 1834), а також окремі види герпетобіонтів, знайдених на узліссях.



Рис. 18. Павуки-герпетобіонти, вперше виявлені нами на території НПП «Вишницький»:

- 1) *Gongylidiellum latebricola* (O. P.-Cambridge, 1871); 2) *Tenuiphantes zimmermanni* (Bertkau, 1890)

© фото: Rudolf Macek; Mick Massie, 2019

Види *Gongylidiellum latebricola* та *Tenuiphantes zimmermanni* на території парку були виявлені нами вперше (рис. 18). Загалом список видів для Araneae для даної території доповнено 10 видами з 6 родин.

Із 10 видів земноводних, що трапляються на території НПП

«Вижницький» до червонокнижних належать карпатський тритон (*Lissotriton montandoni* (Boul., 1880)), саламандра плямиста (*Salamandra salamandra*), тритон альпійський (*Ichthyosaura alpestris* (Laur., 1801)), жовточерева кумка (*Bombina variegata* (L., 1758)). Серед 7 видів плазунів національного парку два представники родини Вужові занесено до Червоної книги України: мідянка звичайна (*Coronella austriaca* Laur., 1768) та полоз ескулапів (*Zamenis longissimus* (Laur., 1768)) (Скільський та ін., 2014).



Рис. 19. Великі хижаки НПП «Вижницький»:

1) *Lynx lynx* L., 1758; 2) *Felis silvestris* Schreb., 1777;

3) *Ursus arctos* L., 1758; 4) *Meles meles* (L., 1758)

© фото: Didier Schürch, 2018; Patrick Sabonnadiere, 2013; Rinus, 2015; Gary Faulkner, 2014

Загалом на території національного парку встановлено перебування 137 видів птахів. Серед них 3 належать до літучих, 63 – до зимуючих, 124 повністю чи частково ведуть осілий спосіб життя. До Червоної книги України занесено 20 видів, зокрема: шуліка рудий (*Milvus milvus* (L., 1758)), орел-карлик (*Hieraaetus pennatus* (J. F. Gm., 1788)), глухар (*Tetrao urogallus* L., 1758), орябок (*Tetrastes bonasia*), сич волохатий (*Aegolius funereus* (L., 1758)), сичик-горобець (*Glaucidium passerinum* (L., 1758)), довгохвоста сова

(*Strix uralensis* Pall., 1771), дятел білоспинний (*Dendrocopos leucotos* (Bechst., 1802)) тощо.

В ялицево-букових лісах національного парку водяться олень благородний (*Cervus elaphus*), сарна європейська (*Capreolus capreolus*), кабан (*Sus scrofa*), лис рудий (*Vulpes vulpes* (L., 1758)), куниця лісова (*Martes martes* (L., 1758)), вивірка лісова (*Sciurus vulgaris*). Із великих хижаків трапляються рись євразійська (*Lynx lynx* L., 1758), кіт лісовий (*Felis silvestris* Schreb., 1775), рідше – борсук європейський (*Meles meles* (L., 1758)), ведмідь бурий (*Ursus arctos* L., 1758), вовк (*Canis lupus* L., 1758) (рис. 19). Із дрібних ссавців, що мешкають у нижньому ярусі лісу, найбільш поширені миша польова (*Apodemus agrarius* (Pall., 1771)), мишак лісовий (*Sylvaemus sylvaticus* (L., 1758)), мідія мала (*Sorex minutus* L., 1766) та інші (Стратій, Хоєцький, 2011).

В майбутньому планується розширення зони НПП «Вишницький» шляхом включення суміжних ділянок лісових масивів та розширення парку за кластерним принципом (Чорней та ін., 2012). Зокрема, на включення до складу національного парку претендують праліси та старовікові ліси у складі Лопушнянського та Мигівського лісництв.

Регіональні ландшафтні парки

Регіональний ландшафтний парк «Чернівецький». Одна з найбільших територій ПЗФ Північної Буковини. Об'єднує кілька лісових масивів, розташованих на межі Прут-Сіретського та Прут-Дністровського межиріччя. Створений здебільшого заради збереження унікальних лісових комплексів Буковинського передгір'я 8 лютого 1996 року. У генетичних резерватах РЛП «Чернівецький» ростуть окремі екземпляри *F. sylvatica*, яким понад 140 років.

Адміністративно землі ландшафтного парку належать до п'яти районів: Глибоцького, Заставнівського, Новоселицького, Кіцманського та Сторожинецького, а також частково охоплений обласний центр – м. Чернівці. Загальна площа – 21487,54 га. Фактично РЛП «Чернівецький» являє собою конгломерат природоохоронних територій та об'єктів нижчого рангу: заказників, пам'яток природи, заповідних урочищ.

На території ландшафтного парку широко представлені угруповання формації букових лісів (*Fageta sylvaticae*). Серед них

до Зеленої книги України занесені: 1) угруповання букових лісів тисових (*Fageta (sylvaticae) taxosa (baccatae)*) і ялицево-букових лісів тисових (*Abieto (albae)–Fageta (sylvaticae) taxosa (baccatae)*); 2) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням барвінку малого (*Vinca minor*), представлені асоціацією *Fagetum (sylvaticae) vincosum (minoris)*; 3) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням лунарії оживаючої (*Lunaria rediviva*), представлені асоціацією *F. lunariosum (redivivae)*; 4) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням плюща звичайного (*Hedera helix*), представлені асоціаціями *F. hederosum (helicis)*, *Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) hederosum (helicis)* та *Carpineto (betuli)–Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae) hederosum (helicis)*; 5) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням скополії карніолійської (*Scopolia carniolica* Jacq.), представлені асоціацією *F. scopiosum (carniolicae)*; 6) угруповання букових лісів (*F. sylvaticae*) з домінуванням цибулі ведмежої (*Allium ursinum*), представлені асоціаціями *F. alliosum (ursini)*, *C.–Q.–F. alliosum (ursini)*, *Carpineto (betuli)–Abieto (albae)–Fagetum (sylvaticae) alliosum (ursini)*; 7) угруповання скельнодубово-букових лісів (*Querceto (petraeae)–Fageta (sylvaticae)*).

Флора РЛП «Чернівецький» налічує понад 500 видів судинних рослин, 44 з яких занесено до Червоної книги України. Серед них у букових лісах, крім згаданих тиса ягідного, лунарії оживаючої, скополії карніолійської та цибулі ведмежої, ростуть плаун булавоподібний (*Lycopodium clavatum* L.), беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), лілія лісова (*Lilium martagon* L.), пізньоцвіт осінній (*Colchicum autumnale* L.), надбородник безлистий (*Epipogium aphyllum* Sw.), плодоріжка блощицна (*Anacamptis coriophora* (L.) R. M. Bateman), зозулині сльози яйцеподібні (*Listera ovata* (L.) R.Br.), та багато інших. Значна частка раритетних видів регіонального ландшафтного парку належить до родини Зозулинцевих.

Окрім того, на території ландшафтного парку присутні рідкісні види, які становлять цінність в регіональному масштабі (рис. 20). До них належать: крем'яник гарний (*Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg.), зимолюбка зонтична (*Chimaphila umbellata* Barton), листовик сколопендровий (*Phyllitis scolopendrium* (L.) Newman), клокичка периста (*Staphylea pinnata* L.).



Рис. 20. Регіонально рідкісні рослини РЛП «Чернівецький»:
 1) *Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg.; 2) *Chimaphila umbellata* Barton;
 3) *Phyllitis scolopendrium* (L.) Newman

© фото: Sandy Steinman, 2013; Gaétan Lefebvre, 2008; Jon Atkins, 2009

Територія регіонального ландшафтного парку входить до складу Смарагдової мережі в Україні, а букові ліси розглядаються як один із чотирьох представлених тут типів біотопів з Резолюції № 4 Бернської конвенції.

Фауна РЛП «Чернівецький» досліджена фрагментарно, здебільшого саме в созологічному аспекті. Серед рідкісних безхребетних значну частку складають комахи: жук-самітник (*Osmoderma barnabita* (Motschulsky, 1845)), жук-олень (*Lucanus cervus*), дубовий вусач великий (*Cerambyx cerdo* L., 1758), розалія альпійська (*Rosalia alpina* L., 1758), вусач мускусний (*Aromia moschata*), махаон (*Papilio machaon*), подалірій (*Iphiclides podalirius* (L., 1758)), люцина (*Hamearis lucina* (L., 1758)), сонцевик фау-біле (*Nymphalis vaualbum* (Denis & Schiffermüller, 1775)), бражник мертва голова (*Acherontia atropos*), бражник дубовий (*Marumba quercus* (Denis & Schiffermüller, 1775)), сатурнія велика (*Saturnia pyri* (Denis & Schiffermüller, 1775)), сатурнія руда (*Aglaia*

tau), ведмедиця велика (*Pericallia matronula* (L., 1758)) та багато інших. На території ландшафтного парку присутні також 6 видів безхребетних із Резолюції № 6 Бернської конвенції (рис. 21).

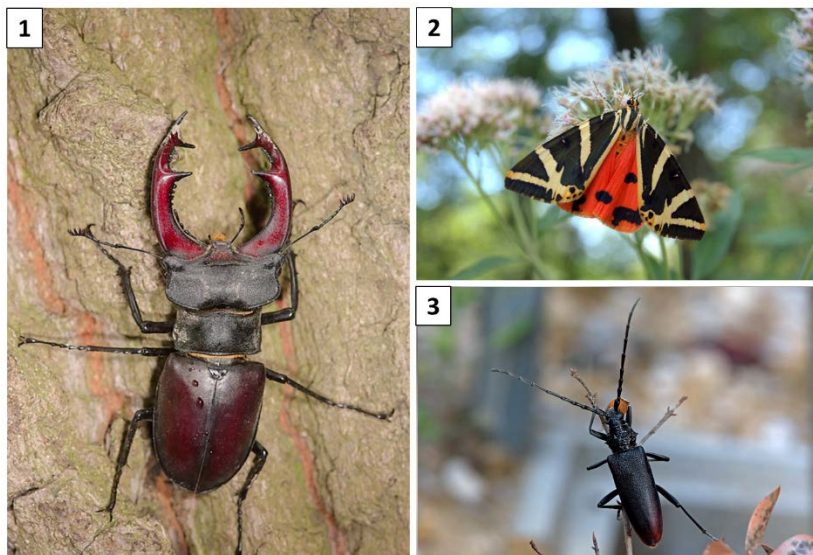


Рис. 21. Види комах в РЛП «Чернівецький», котрі підлягають охороні згідно Бернської конвенції:

- 1) *Lucanus cervus* L., 1758; 2) *Euplagia quadripunctaria* (Poda, 1761);
- 3) *Cerambyx cerdo* L., 1758

© фото: Przemysław Zięba, 2013; Roberto Ciceri, 2013; Tim Stratford, 2015

На території парку встановлено присутність 183 видів хребетних тварин. Із них 75 видів занесено до Червоної книги України та 34 – з переліку видів із Резолюції № 6 Бернської конвенції. Більшість можуть мешкати чи тимчасово перебувати у букових лісах та узліссях: жаба прудка (*Rana dalmatina* Fitz., 1839), мідянка звичайна (*Coronella austriaca* Laug., 1768), шуліка чорний (*Milvus migrans* (Bodd., 1783)), підорлик малий (*Aquila pomarina* C. L. Brehm, 1831), голуб-синяк (*Columba oenas* L., 1758), дятел зелений (*Picus viridis* L., 1758), жолудниця європейська (*Eliomys quercinus* (L., 1766)), сліпак буковинський (*Spalax graecus* Alfred Nehr., 1898), рясоніжка мала (*Neomys anomalus* Cabr., 1907), кіт лісовий (*Felis silvestris*), тхір темний (*Mustela putorius* L., 1758), та багато інших.

Ботанічні пам'ятки природи загальнодержавного значення

Тисовий Яр. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Розташований у Прут-Сіретському межиріччі, на захід від села Тисовця Сторожинецького району. Загальна площа – 10 га. Статус території ПЗФ надано 30 березня 1981 року. Другий за площею в Україні масив, де зростає реліктовий вид тис ягідний (*Taxus baccata*) під наметом букового насадження, що зберігся в природному стані. Зростає поодинокі і куртинами на схилах крутого яру. Площа окремих куртин коливається від 20 до 500 м². Тисові бучини, занесені до Зеленої книги України, представлені такими асоціаціями: буковий ліс тисово-запашно-підмаренниковий (*Fagetum (sylvaticae) taxoso (baccatae) – galiosum (odorati)*), рідкотравний (*F. taxosum (baccatae) nudum*), квасницевий (*F. taxoso (baccatae) oxalidosum (acetosellae)*). Особливо цінні асоціації із реліктовим плющем звичайним (*F. taxoso (baccatae) hederosum (helicis)*).



Рис. 22. Вищі спорові рослини пам'ятки природи «Тисовий Яр»:

1) *Lycopodium clavatum* L.; 2) *Equisetum telmateia* Ehrh.;

3) *Polypodium vulgare* L.; 4) *Gymnocarpium dryopteris* Newman

© фото: Jason Hollinger, 2007; Sönke Haas, 2009; Артем Гончарюк, 2013; Superior National Forest, 2003

Загалом флористичний склад пам'ятки природи налічує понад 10 деревних видів, більше 6 видів чагарникового ярусу та щонайменше 60 трав'яних видів. Відмічене велике видове багатство вищих спорових рослин (рис. 22): баранець звичайний (*Hyperzia selago*), плаун булавоподібний (*Lycopodium clavatum*), хвощ великий (*Equisetum telmateia* Ehrh.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs), щитник австрійський (*D. austriaca* Woyнар), багаторядник шипуватий (*Polystichum aculeatum* (L.) Schott), багатоніжка звичайна (*Polypodium vulgare* L.) тощо.

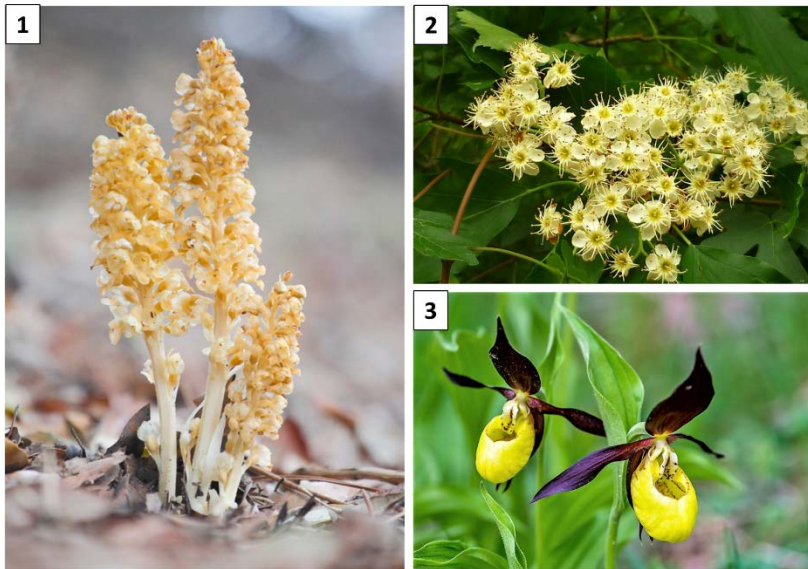


Рис. 23. Рідкісні рослини пам'ятки природи «Тисовий Яр»:
 1) *Neottia nidus-avis* (L.) Rich.; 2) *Sorbus torminalis* (L.) Crantz;
 3) *Cypripedium calceolus* L.

© фото: Paolo Caciagli, 2019; Jörg Kaspari, 2018; Xelemendez, 2019

Багата пам'ятка природи й на рідкісні рослини, яких тут нараховується 13 видів. Серед них (рис. 23): берека (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz), зозуліні черевички справжні (*Cypripedium calceolus* L.), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), любка зеленоквіткова (*P. chlorantha* (Custer) Rchb.), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), пальчатокорінник Фукса (*Dactylorhiza fuchsii*

(Druce) Sob), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium*), зелениця сплюснута (*Diphysastrum complanatum* (L.) Holub) тощо.

Шилівський ліс. Розташований у Прут-Дністровському межиріччі, поблизу с. Шилівці Хотинського району. Загальна площа – 60 га. Статус території ПЗФ надано 30 березня 1981 року. Це високопродуктивне біологічно-стійке букове насадження віком понад 130 років. До складу його деревостану також входять у невеликій кількості дуб звичайний (*Quercus robur* L.) і граб звичайний (*Carpinus betulus* L.). У якості домішки трапляється клен гостролистий (*Acer platanoides* L.). Підлісок утворюють бузина чорна (*Sambucus nigra* L.), ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.), свидина кривавочервона (*Swida sanguinea* L.).

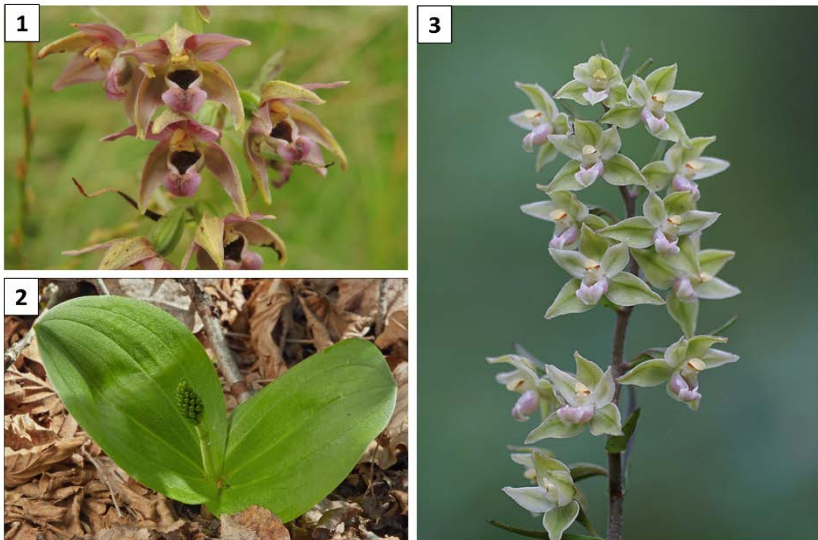


Рис. 24. Рідкісні рослини пам'ятки природи «Шилівський ліс»:

1) *Epipactis helleborine* (L.) Crantz; 2) *Listera ovata* (L.) R.Br.;

3) *Epipactis purpurata* Sm.

© фото: Damian Keith, 2019; Amadej Trnkoczy, 2012; John Neal, 2019

Найбільш притаманні угруповання асоціацій бучин: мертвопокровної (*Fagetum (sylvaticae) nudum*), волосистоосокової (*F. caricosum (pilosae)*) і підмаренникової (*F. galiosum (odorati)*). На території пам'ятки природи поодинокі зростають такі рідкісні види рослин (рис. 24): зозулині сльози яйцеподібні (*Listera ovata*),

гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis* (L.) Rich.), коручка пурпурова (*Epipactis purpurata*) та коручка чемерникоподібна (*E. helleborine*).

Рухотинський ліс. Розташований у Прут-Дністровському межиріччі, на захід від с. Рухотин Хотинського району. Загальна площа – 49 га. Статус території ПЗФ надано 10 жовтня 1975 року. Зразок корінного букового насадження, яке належить до типових первинних лісів Передкарпаття, у великому масиві на східній межі ареалу поширення. Вік окремих дерев *F. sylvatica* на природоохоронній території перевищує 130 років.

Екосистема, яка підлягає охороні фітобіоти, з геоботанічної точки зору належить до полідомінантних бучин зі значною домішкою граба звичайного (*Carpinus betulus*), дуба звичайного (*Quercus robur*), берези повислої (*Betula pendula* Roth.), черемхи звичайної (*Prunus padus* L.) й осики (*Populus tremula* L.). Формация букових лісів тут представлена вісьмома асоціаціями. Серед них: бучини зубницева (*Fagetum (sylvaticae) dentariosum (grandulosae)*), рідкотравна (*F. nudum*), яглицева (*F. aegopodiosum (podagrariae)*), а також грабові бучини (*Caprineto (betuli) – Fagetum (sylvaticae)*) і дубова бучина (*Querceto (roboris)-Fagetum (sylvaticae)*).

Пам'ятка природи багата на представників Червоної книги України (рис. 25). Тут ростуть беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), коручка пурпурова (*Epipactis purpurata*), коручка чемерникоподібна (*E. helleborine*), шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*).



Рис. 25. Рідкісні рослини пам'ятки природи «Рухотинський ліс»:

1) *Crocus heuffelianus* Herb.; 2) *Atropa belladonna* L.

© фото: Drina Marvel; Patrick Schmid, 2011

Заказники загальнодержавного значення

Цецино. Ландшафтний заказник загальнодержавного значення (ЛЗ33), входить до складу РЛП «Чернівецький». Ключова територія регіональної екомережі. Розташований у Прут-Сіретському межиріччі. Найвища вершина (541 м н. р. м.) в районі міста Чернівці, вкрита різновіковим лісом природного походження. Загальна площа – 430 га. Статус ландшафтного державного заказника надано 28 жовтня 1974 року.

Букові праліси, представлені високопродуктивними чистими і мішаними деревостанами, становлять основу рослинності заказника. У якості домішок тут трапляються дуб звичайний (*Quercus robur*) і скельний (*Q. petraea* (Matt.) Liebl.), рідше – клен гостролистий (*Acer platanoides*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), явір (*A. pseudoplatanus* L.). Чагарниковий ярус формує переважно бузина чорна (*Sambucus nigra*). Трав'яний ярус розвинений слабо. В його складі трапляються молочай мигдалеподібний (*Euphorbia amygdaloides* L.), цирцея звичайна (*Circaea lutetiana* L.), осока волосиста (*Carex pillosa* Scop), медунка темна (*Pulmonaria obscura* Dumort.), зубниця залозиста (*Dentaria glandulosa* Waldst et Kit), підмаренник запашний (*Galium odoratum* (L) Scop.), зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum* Huds.), апозерис смердючий (*Aposeris foetida* (L.) Less.), живокіст серцеподібний (*Symphytum cordatum* Willd.) тощо.

Через значне антропогенне навантаження, науковці відзначають тенденції до синантропізації рослинних угруповань заказника. Зокрема, інвазійний вид розрив-трава дрібноквіткова (*Impatiens parviflora* DC.) часто відіграє роль домінанта або субдомінанта в трав'яному покриві (Ванзар та ін., 2014).

На території ЛЗ33 «Цецино» виявлено 13 типових асоціацій, десять із яких належать до формації букових лісів (*Fageta sylvaticae*): *Fagetum (sylvatica) dentariosum (glandulosae)*, *F. nudum*, *F. caricosum (pilosae)*, *F. galiosum (odorati)*, *F. galeobdolosum (lutei)*, *F. alliosum (ursinii)*, *F. aposeridosum (foetidae)*, *F. aegopodiosum (podagrariae)*, *F. athyriosum (filix-feminae)*, *F. scopiosum (carniolicae)*.

Природні та кліматичні умови заказника сприяють зростанню і поширенню по його території представників мохоподібних.

Бріофлора ЛЗЗЗ «Цецино» налічує близько 69 видів з 50 родів 20 родин (Батечко, 2013).

Великим різноманіттям на території заказника представлена фракція ефемероїдів. Серед них веснівка дволиста (*Majanthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt.), грушанка круглолиста (*Pyrola rotundifolia*), червонокнижники: цибуля ведмежа (*Allium ursinum*), підсніжник звичайний (*Galanthus nivalis* L.), шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), скополія карніолійська (*Scopolia carniolica* Jacq.), пізньоцвіт осінній (*Colchicum autumnale* L.) (рис. 26).



Рис. 26. Рідкісні ефемероїди ЛЗЗЗ «Цецино»:

1) *Scopolia carniolica* Jacq.; 2) *Galanthus nivalis* L.; 3) *Colchicum autumnale* L.

© фото: Brigitte Rieser, 2012; Aleksandar Simović, 2014; Rolf Piepenbring, 2019

Раритетна флора ЛЗЗЗ «Цецино» також містить чимало видів орхідей: булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*), булатка червона (*C. rubra* (L.) Rich.), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), коручка пурпурова (*E. purpurata*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus*), пальчатокорінник Фукса (*Dactylorhiza fuchsii*).

Різноманіття безхребетних заказника мало досліджене.

Описана присутність на його території таких червонокнижних видів: офіогомфус Цецилія (*Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785)), тетрадонтофора блакитна (*Tetradontophora bielansensis* (Waga, 1842)), красуня-діва (*Calopteryx virgo* (L., 1758)), розалія альпійська (*Rosalia alpina*), мнемозина (*Parnassius mnemosyne*), махаон (*Papilio machaon*), подалірій (*Iphiclides podalirius*), люцина (*Hamearis lucina*), шовкопряд березовий (*Endromis versicolora* (L., 1758)), пасмовець тополевий (*Limenitis populi* (L., 1758)), мінливець великий (*Apatura iris* (L., 1758)), сонцевик фау-біле (*Nymphalis vaualbum*), сатурнія руда (*Agria tau*), сінниця Геро (*Coenonympha hero* (L., 1761)), та інші.



Рис. 27. Домінантні види павуків-герпетобіонтів ЛЗ33 «Цецино»: 1) *Inermocoelotes inermis* L. Koch, 1855; 2) *Pardosa lugubris* Walckenaer, 1802

© фото: Arno Grabolle, 2017; John Balcombe, 2009

Ми дослідили мезофауну поверхні ґрунту та, зокрема, аранеокомплекси герпетобіонтів ЛЗ33 «Цецино» (Федоряк, Ярошинська, 2013). Загалом у дослідженому заказнику виявлено представників 65 видів із 15 родин. За кількістю видів переважають павуки родин Linyphiidae та Lycosidae – по 18 видів (по 28 % від всіх видів павуків виявлених в заказнику) і Thomisidae – 8 видів (12 %) (табл. 2). На ділянці букового лісу домінантами виявились *Pardosa lugubris* (17,23 %), *Inermocoelotes falciger* (14,23 %) і *I. inermis* (10,11 %) до субдомінантів належали: *Pardosa alacris* і *Pachygnatha degeeri*, тоді як представники інших видів разом склали лише 40,07 % від загальної кількості відловлених екземплярів (рис.27). Встановлено, що дерева-едифікатори створюють через свій вплив на навколишнє середовище більшу кількість екологічних ніш, порівняно з сусідніми лучними екосистемами.

Таблиця 2

Відносна чисельність видів павуків у лісових та лучних
біотопах ЛЗЗЗ «Цецино», %

Родина, вид	Лука	Буковий ліс
Agelenidae		
<i>Histopona torpida</i> (C. L. Koch, 1837)	0,00	3,00
<i>Inermocoelotes falciger</i> (Kulczyn'ski, 1897)	0,00	14,23
<i>I. inermis</i> (L. Koch, 1855)	0,51	10,11
Anyphaenidae		
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	0,00	0,37
Araneidae		
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	0,10	0,00
Clubionidae		
<i>Clubiona comta</i> C. L. Koch, 1839	0,00	0,37
Dysderidae		
<i>Harpactea saeva</i> (Herman, 1879)	0,00	1,50
Gnaphosidae		
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	0,30	0,00
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	0,00	0,37
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	0,10	0,00
Hahniidae		
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	0,00	0,75
Linyphiidae		
<i>Ceratinella major</i> Kulzynsky, 1894	0,10	0,00
<i>Diplocephalus latifrons</i> (O.P.-Cambr., 1863)	0,00	0,75
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	0,00	0,75
<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	0,00	0,75
<i>Macrargus rufus</i> (Wider, 1834)	0,00	0,37
<i>Meioneta mollis</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	0,10	0,75
<i>M. rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	0,10	0,00
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	0,00	1,12
<i>Nematogmus sanguinolentus</i> (Walck., 1841)	0,20	0,00
<i>Neriere clathrata</i> (Sundevall, 1830)	0,00	0,37
<i>Saloca kulczynskii</i> Mill. & Kratochvil, 1939	0,00	0,37
<i>Tapinocyba pallens</i> (O. P.-Cambr., 1872)	0,00	1,12
<i>Tenuiphantes cristatus</i> (Menge, 1866)	0,00	0,37
<i>T. tenebricola</i> (Wider, 1834)	0,00	0,37
<i>Walckenaeria cucullata</i> (C. L. Koch, 1836)	0,00	1,87

Продовження таблиці 2

Родина, вид	Лука	Буковий ліс
<i>W. mitrata</i> (Menge, 1868)	0,00	0,75
<i>W. obtusa</i> Blackwall, 1836	0,00	0,75
Liocranidae		
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	0,00	0,37
Lycosidae		
<i>Alopecosa accentuata</i> (Latreille, 1817)	0,20	0,00
<i>A. aculeata</i> (Clerck, 1757)	0,10	0,00
<i>A. cuneata</i> (Clerck, 1757)	1,93	0,00
<i>A. pulverulenta</i> Clerck, 1757	5,07	3,00
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	0,30	0,00
<i>Pardosa agrestis</i> Westring, 1861	2,84	0,00
<i>P. agricola</i> Thorell 1856	0,10	0,00
<i>P. alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	0,00	4,49
<i>P. fulvipes</i> (Collett, 1876)	0,61	0,00
<i>P. lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	0,20	17,23
<i>P. paludicola</i> (Clerck, 1757)	9,53	0,75
<i>P. palustris</i> (Linnaeus, 1758)	4,77	1,12
<i>P. prativaga</i> (L. Koch, 1870)	0,91	0,00
<i>P. pullata</i> (Clerck, 1757)	2,54	1,50
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872	0,10	1,12
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	5,07	1,12
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	0,30	0,00
Pisauridae		
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	0,30	0,00
Salticidae		
<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)	0,00	0,37
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	0,10	0,00
<i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)	0,30	0,00
Tetragnathidae		
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	0,20	0,37
<i>P. degeeri</i> Sundevall, 1830	24,65	3,75
<i>P. listeri</i> Sundevall, 1830	0,30	2,25
Theridiidae		
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	0,51	0,00
Thomisidae		
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	0,30	0,00
<i>O. rauda</i> Simon, 1875	0,30	0,00

Закінчення таблиці 2

Родина, вид	Лука	Буковий ліс
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872	2,23	0,37
<i>X. bifasciatus</i> C. L. Koch, 1837	0,71	0,00
<i>X. cristatus</i> (Clerck, 1757)	4,26	0,75
<i>X. erraticus</i> (Blackwall, 1834)	0,10	0,00
<i>X. kochi</i> Thorell, 1872	2,84	0,75
<i>X. ulmi</i> (Hahn, 1831)	0,41	0,00
Ідентифіковано до роду	17,44	19,07
Ідентифіковано до видового рівня	42	39
Всього екземплярів	986	267

Серед земноводних тут присутні тритон звичайний (*Lissotriton vulgaris* (L., 1758)), тритон гребінчастий (*Triturus cristatus* (Laur., 1768)), кумка жовточерева (*Bombina bombina* (L., 1761)), квакша звичайна (*Hyla arborea* (L., 1758)), ропуха сіра (*Bufo bufo* (L., 1758)), жаба озерна (*Pelophylax ridibundus* (Pall., 1771)), жаба ставкова (*P. lessonae* (Sam., 1882)), жаба їстівна (*P. esculentus* (L., 1758)), жаба трав'яна (*Rana temporaria* L., 1758) та жаба прудка (*Rana dalmatina*).

Авіафауна ЛЗЗЗ «Цецино» налічує 48 видів, у тому числі й червонокишечних: орел-карлик (*Hieraetus pennatus* Gmelin, 1788), дятли білоспинний (*Dendrocopos leucotos* (Bechst., 1802)) і зелений (*Picus viridis* L., 1758), совка (*Otus scops* L., 1758), сова довгохвоста (*Strix uralensis*), голуб-синяк (*Columba oenas*) та інші (рис. 28).



Рис. 28. Рідкісні види птахів ЛЗЗЗ «Цецино»:
1) *Columba oenas* L., 1758; 2) *Strix uralensis* Pall., 1771;

© фото: Paul Crabtree, 2019; Steve Liptrot, 2018

Відоме перебування на його території 16 видів ссавців. Серед них: кабан (*Sus scrofa*), сарна європейська (*Capreolus capreolus*), лис рудий (*Vulpes vulpes*), куниця лісова (*Martes martes*), вивірка лісова (*Sciurus vulgaris*). Присутні й представники раритетної фауни: кіт лісовий (*Felis silvestris*), горностаї (*Mustela erminea*), норка європейська (*M. lutreola*), тхір темний (*M. putorius*), мишівка лісова (*Sicista betulina* (Pall., 1779)), сліпак білозубий (*Nannospalax leucodon* (Nordm., 1840)) тощо.

Лунківський. Лісовий заказник загальнодержавного значення. Розташований на межі Прут-Сіретського межиріччя та Бескидських Карпат, на південний захід від смт Красноільськ Сторожинецького району. Загальна площа – 106 га. Статус ландшафтного державного заказника надано 28 жовтня 1974 року.

На його території найкраще збереглися корінні смереково-ялицеві бучини. Ці унікальні насадження на південних схилах г. Горсулуй (866 м) містять окремі екземпляри бука віком 200 і більше років. У складі рослинності ЛЗЗЗ «Лунківський» переважає асоціація *Piceeto (abietis)–Abieto (albae)–Fagetum (sylvaticae) nudum*. Також тут трапляються *P.–A.–F. athyriosum (filix-feminae)*, *P.–A.–F. galiosum (odorati)*, *P.–A.–F. mercurialidosum (perennis)*, *P.–A.–F. oxalidosum (acetosellae)*, *P.–A.–F. dentariosum (glandulosae)*.

Крім основних лісоутворюючих порід в насадженнях присутні клен гостролистий (*Acer platanoides*) та явір (*A. pseudoplatanus*). Підлісок представлений бузиною чорною (*Sambucus nigra*) та вовчими ягодами звичайними (*Daphne mezereum* L.). Загалом флора лісового заказника налічує понад 100 видів. До Червоної книги України занесені плаун річний (*Lycopodium annotinum*), баранець звичайний (*Huperzia selago*), лунарія оживаюча (*Lunaria rediviva*), і любка дволиста (*Platanthera bifolia*).

Багатий і тваринний світ заказника. Фауністичний перелік нараховує 60 видів. Тут трапляються олень благородний (*Cervus elaphus*), сарна європейська (*Capreolus capreolus*), ведмідь бурий (*Ursus arctos*), рись євразійська (*Lynx lynx*), куниця кам'яна (*Martes foina* (Erxl., 1777)) та лісова (*M. martes*), тощо. Із тварин, занесених до Червоної книги України, на території ЛЗЗЗ «Лунківський» також виявлено сатурнію руду (*Agalia tau*), саламандру плямисту (*Salamandra salamandra*),

тритонів карпатського (*Lissotriton montandoni*) та альпійського (*Ichthyosaura alpestris*), кумку жовточереву (*Bombina variegata*), золотомушку червоночубу (*Regulus ignicapilla* (Temm., 1820)), дятла трипалого (*Picoides tridactylus* (L., 1758)), сову довгохвосту (*Strix uralensis*).

Ботанічні пам'ятки природи місцевого значення

Дубово-букова ділянка. Розташована у Прут-Сіретському межиріччі, на південь від с. Ревне Кіцманського району. Загальна площа – 2,3 га. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Цінне дубово-букове насадження за участю дуба скельного із розрідженим трав'яним покривом. Вік окремих дерев бука сягає 140 років, дуба – 200-260 років. Рослинність представлена асоціацією (*Querceto (petraea)–Fagetum (sylvaticae) nudum*). Рідкісні види рослин та тварин на території ППМЗ не виявлені. Проте має важливе наукове значення, оскільки надає можливість спостерігати за взаємодією дуба і бука. Статус території ПЗФ надано 30 травня 1979 року.

Букова ділянка. Розташована у Прут-Сіретському межиріччі між селами Турятка Глибоцького району і Куликівка Герцаївського району. Загальна площа – 3,2 га. Цінне букове насадження на північному схилі балки крутизною 5°, в межах якого зростають екземпляри *F. sylvatica* віком від 120 до 260 років. Домінуюча асоціація *Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae) gleobdolosum (lutei)*.



Рис. 29. Ботанічна пам'ятка
«Букова ділянка»
© фото: Ж.І. Бучко, 2013

Крім бука і дуба, до складу деревного ярусу входить граб звичайний (*Carpinus betulus*), явір (*Acer pseudoplatanus*), черешня (*Cerasus avium*) і береза повисла (*Betula pendula*).

Раритетну компоненту рослинного угруповання становлять види, занесені до Червоної книги України: гніздівка звичайна (*Neottia*

nidus-avis), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), коручка пурпурова (*E. purpurata*) і шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*). Статус території ПЗФ надано 30 травня 1979 року.

Буковинка. Розташована в Beskidських Карпатах на території Шепітського лісництва, на південний захід від с. Шепіт Путильського району. Загальна площа – 2,8 га. Ділянка корінного природного букового деревостану в ареалі букових лісів Карпат на висоті 1100–1160 м н. р. м. Заповідний масив охоплює наступні асоціації: (*Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*), *F. athyriosum (filix-feminae)* та *F. dentariosum (glandulosae)*. Головною передумовою формування тут букових лісів є тип ґрунту, сформованого на вапнистих материнських породах.

Незважаючи на невеликі розміри ділянки, на території пам'ятки природи росте чимало рідкісних видів рослин. Зокрема, лунарія оживаюча (*Lunaria rediviva*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), лілія лісова (*Lilium martagon*), чина гладенька (*Lathyrus laevigatus* Fritsch).



Рис. 30. Рідкісні рослини пам'ятки природи «Буковинка»:

1) *Lilium martagon* L.; 2) *Lathyrus laevigatus* Fritsch

© фото: Roger Wasley, 2014; Ferran Llorens, 2010

Статус території ПЗФ надано 30 травня 1979 року. Науковці акцентують увагу на гострій необхідності розширення території ПП «Буковинка» та життя заходів з відтворення деревостанів за еталоном збереженого фрагменту корінного лісу (Заповідні перлини Буковини, 2017).

Заказники місцевого значення

Словач. Лісовий заказник місцевого значення, розташований у Прут-Сіретському межиріччі в околицях с. Молниця Герцаївського району. Загальна площа – 4,6 га. Високопродуктивне букове насадження як зразок корінного типу лісу та генетичний резерват для збору насіння *F. sylvatica*. Окрім бука, до складу деревостану входять дуб звичайний (*Quercus robur*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), клен гостролистий (*Acer platanoides*), явір (*A. pseudoplatanus*), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior*), черешня (*Cerasus avium*). Чагарниковий ярус формують бузина чорна (*Sambucus nigra*), ліщина звичайна (*Corylus avellana*), свидина кров'яна (*Swida sanguinea*), жимолость пухнаста (*Lonicera xylosteum* L.), бруслина європейська (*Euonymus europaeus* L.) і бородавчата (*E. verrucosa* Scop.). Трав'яний ярус представлений копитняком європейським (*Asarum europaeum* L.), осокою волосистою (*Carex pilosa*), зеленчуком жовтим (*Galeobdolon luteum*), яглицею звичайною (*Aegopodium podagraria* L.) тощо. Статус території ПЗФ надано 24 вересня 2008 року.

Еталонне насадження бука. Лісовий заказник, розташований у Прут-Сіретському межиріччі на північний схід від с. Ропча Сторожинецького району. Загальна площа – 69 га. Генетичний резерват чистих бучин віком більше 110 років.

Букова формація представлена тут асоціаціями *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*, *Carpineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)*, *C.–F. dentariosum (bulbiferae)*, *Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)*, *Q.–F. galiosum (odorati)*. У якості домішки на території заказника трапляються клен гостролистий (*Acer platanoides*), явір (*A. pseudoplatanus*), дуб звичайний (*Quercus robur*), черешня (*Cerasus avium*) і ясен звичайний (*Fraxinus excelsior*). До складу чагарникового ярусу входять бузина чорна (*Sambucus nigra*), ліщина звичайна (*Corylus avellana*), свидина кров'яна (*Swida sanguinea*), вовчі ягоди звичайні (*Daphne mezereum*).

На території заказника ростуть квіткові рослини, занесені до Червоної книги України: шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*),

коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*). Статус території ПЗФ надано 8 лютого 1996 року.

Гарячий Урбан. Ландшафтний заказник, розташований у межах Прут-Сіретського межиріччя у м. Чернівці. Загальна площа – 108 га. Фрагменти високопродуктивних корінних широколистяних лісів із великим флористичним різноманіттям на правому схилі р. Прут. Вік окремих буків становить 100 років. ЗМЗ «Гарячий Урбан» входить до складу прутського долинно-річкового екокоридору.

Переважна частина заказника вкрита буковим лісом з домішками граба звичайного (*Carpinus betulus*), дуба звичайного (*Quercus robur*), кленів польового (*Acer campestre* L.) і гостролистого (*A. platanoides*), явора (*A. pseudoplatanus*) та ясена звичайного (*Fraxinus excelsior*). На окраїнах іноді трапляються липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.). У складі чагарникового ярусу присутні бузина чорна (*Sambucus nigra*), ліщина звичайна (*Corylus avellana*), свидина кров'яна (*Swida sanguinea*), рідше – глід одноматочковий (*Crataegus monogyna* Jacq.).

Трав'яний покрив сформований здебільшого зеленчуком жовтим (*Galeobdolon luteum*), яглицею звичайною (*Aegopodium podagraria*), зірочником ланцетоподібним (*Stellaria holostea* L.), копитняком європейським (*Asarum europaeum*). Нерідко трапляються медунка темна (*Pulmonaria obscura*) і купина широколиста (*Polygonatum latifolium* Desf.). Значним різноманіттям представлена синюзія весняних ефемероїдів. Серед них ряст порожнистий (*Corydalis cava* (L.) Schweigg. & Körte) і ущільнений (*C. solida* (L.) Clairv.), анемона дібровна (*Anemone nemorosa* L.) та жовтецева (*A. ranunculoides* L.), пшінка весняна (*Ficaria verna* Huds.), проліска дволиста (*Scilla bifolia* L.), рівноплідник рутвицелистий (*Isopyrum thalictroides* L.), зірочки жовті (*Gagea lutea*) Ker Gawl. та інші. Бріофлора заказника налічує щонайменше 35 видів.

Рідкісна компонента флори ЗМЗ «Гарячий Урбан» представлена такими видами: шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), підсніжник білосніжний (*Galanthus nivalis*) гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*).

Фауна заказника досліджена досить добре. Серед комах варто зазначити рідкісних дозорця-імператора (*Anax imperator* Leach, 1815) і подалірія (*Iphiclides podalirius*). Також на території заказника виявлено жабу прудку (*Rana dalmatina*).

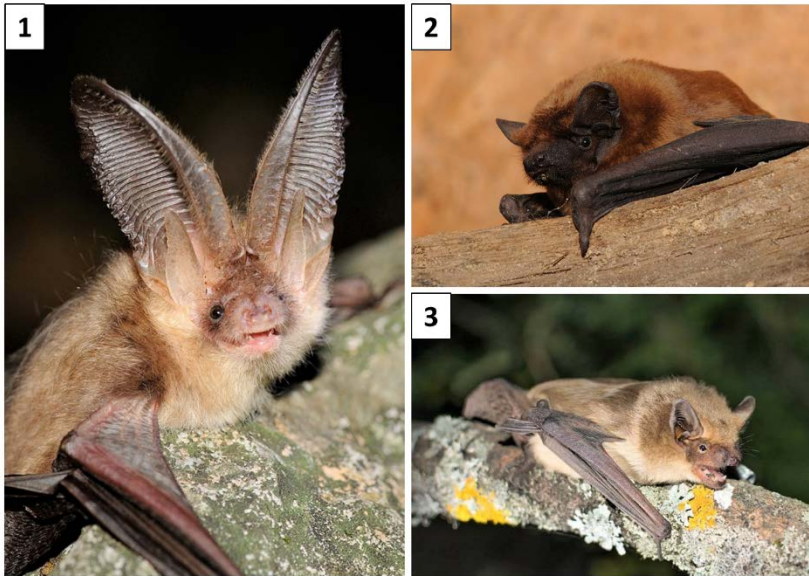


Рис. 31. Рідкісні рукокрилі ЗМЗ «Гарячий Урбан»:
 1) *Plecotus auritus* (L., 1758); 2) *Nyctalus noctula* (Schreb., 1774);
 3) *Eptesicus serotinus* (Schreb., 1774)

© фото: Ján Svetlík, 2009; Ján Svetlík, 2011; Сергій Рижков, 2017

Загалом відомо, що тут мешкає 113 видів хребетних тварин, 14 із яких – ссавці. Серед них є види, занесені до Червоної книги України: тхір лісовий (*Mustela putorius*), сліпак буковинський (*Spalax graecus*), вечірниця дозирна (*Nyctalus noctula* (Schreb., 1774)), кажан пізній (*Eptesicus serotinus* (Schreb., 1774)), вухань бурий (*Plecotus auritus* (L., 1758)), білозубка білочерева (*Crocidura leucodon* (Herm., 1780)). Авіафауна ЗМЗ «Гарячий Урбан» налічує 72 види, в тому числі й два червонокнижні – дятел зелений (*Picus viridis*) та сорокопуд сирій (*Lanius excubitor*). Статус ландшафтного заказника місцевого значення території надано 10 березня 1999 року.

Заповідні урочища

Буковий праліс. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі поблизу с. Блищадь Хотинського району. Загальна площа – 33 га. Вікове насадження бука в східній частині ареалу *F. sylvatica* віком більше 180 років. Наукова цінність урочища передусім полягає в можливості спостереження за взаємовідносинами між аборигенними для Хотинської височини деревними породами: буком та дубом. Також це генетичний резерват для збору насіння *F. sylvatica* і природний еталон для реконструкції типових лісів. Статус заповідного урочища території надано 30 травня 1979 року. Входить до складу РЛП «Чернівецький».

Рослинний покрив типовий для фагетального комплексу. Представлений асоціаціями *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*, *F. caricosum (pilosae)*, *F. nudum* і *Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*. Раритетна флора урочища нараховує чотири види: гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*) і лілія лісова (*Lilium martagon*). Спорадично на території урочища трапляються представники раритетної фауни: жаба прудка (*Rana dalmatina*), жук-олень (*Lucanus cervus*), сатурнія руда (*Agria tau*).

Бучок. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі неподалік с. Блищадь Хотинського району. Загальна площа – 25,8 га. Високопродуктивне букове насадження віком 110 років на східній межі суцільного ареалу *F. sylvatica*. Сучасному стану насадження завдячує цілеспрямованим лісогосподарським заходам. Статус заповідного урочища території надано 30 травня 1979 року. Розглядаються перспективи долучення території до складу НПП «Хотинський».

У складі рослинного покриву переважає типова для цієї частини ареалу бука лісового асоціація *Caprineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*. Флора урочища містить три види рослин, занесених до Червоної книги України, що належать до родини Зозулинцевих: гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*). Встановлено перебування на території сатурнії рудої (*Agria tau*) і жаби прудкої (*Rana dalmatina*).

Ринва. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі неподалік с. Стрілецький Кут Кіцманського району. Загальна площа – 33,0 га. Унікальне букове насадження віком 110 років за участю модрина європейської (*Larix decidua* Mill.) і сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) з берекою (*Sorbus torminalis*) у складі підросту. Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Окрім домінуючої породи та висаджених групами супутніх порід, у складі деревостану також трапляються дуб звичайний (*Quercus robur*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), клен гостролистий (*Acer platanoides*) і явір (*A. pseudoplatanus*). Геоморфологічні умови сприяли формуванню на території урочища переважно трьох асоціацій: *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*, *F. caricosum (pilosae)* і (*F. aegopodiosum (pilosae)*). Трав'яний покрив містить традиційні види-супутники бука: зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum*), печіночницю звичайну (*Hepatica nobilis*), медунку темну (*Pulmonaria obscura*). Раритетна флора представлена чотирма видами: беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*). Присутні на території

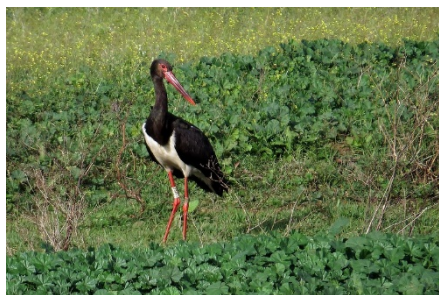


Рис. 32. *Ciconia nigra* (L., 1758)

© фото: Luis Sitges, 2014

заказника й рідкісні види тварин: жук-олень (*Lucanus cervus*), сатурнія руда (*Agria tau*), ведмедиця-господиня (*Callimorpha dominula*), жаба прудка (*Rana dalmatina*), вухань бурий (*Plecotus auritus*). Є відомості про знаходження у межах заказника лелеки чорного (*Ciconia nigra* L., 1758) (рис. 32).

Гайок. Розташоване у Прут-Сіретському межиріччі, між селами Турятка і Куликівка Герцаївського району. Загальна площа – 62,0 га. Букове насадження віком 120 років з багатим флористичним складом рідкісних рослин. Свому нинішньому високопродуктивному стану завдячує раціональному та ефективному господарюванню. Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Територія заказника вкрита лісовим масивом із переважанням чотирьох типових асоціацій: *Fagetum (sylvaticae) nudum*, *F. galeobdolosum (lutei)*, *F. galiosum (odorati)* і *Caprineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)*. Поряд із буком деревний ярус формують дуб звичайний (*Quercus robur*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), черешня (*Cerasus avium*), явір (*Acer pseudoplatanus*) і клен гостролистий (*A. platanoides*).

Раритетна складова самого заказника включає такі види рослин: гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium*), булатка червона (*C. rubra*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), коручка пурпурова (*E. purpurata*), шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*). На прилеглих територіях також виявлено зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus*) і любку дволисту (*Platanthera bifolia*). Червонокнижна фауна представлена здебільшого комахами: красотілом пахучим (*Calosoma sycophanta* (L., 1758), морімусом темним (*Morimus funereus* (Mulsant, 1863), вусачем мускусним (*Aromia moschata*). Доцільним вважається розширення території заповідного урочища.

Гай красуні. Розташоване у Прут-Сіретському межиріччі, на південний схід від с. Куликівка Герцаївського району. Загальна площа – 12,0 га. Цінне букове насадження віком 120 років з наявністю рідкісної деревної породи – береки (*Sorbus torminalis*). Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Рослинність лісу ценотично представлена асоціаціями: *Fagetum (sylvaticae) nudum*, *Querceto (roboris)–Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)* і *Fageto (sylvaticae)–Quercetum (roboris) galiosum (odorati)*. Окрім основних деревних порід, верхній ярус формують черешня (*Cerasus avium*) і клен гостролистий (*Acer platanoides*), другий – граб звичайний (*Carpinus betulus*). У складі трав'яного ярусу трапляються види рослин, занесених до Червоної книги України: гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), пальчатокорінник Фукса (*Dactylorhiza fucshii* (Druce) Soó), пальчатокорінник майський (*D. majalis* (Reichenb.) P.F. Hunt et Summerhayes). Фауна заповідного урочища досліджена фрагментарно. Тут виявлено рідкісний вид жуків – морімус темний (*Morimus funereus*).

Глинище. Розташоване у Прут-Сіретському межиріччі, поблизу с. Турятка Глибоцького району. Загальна площа – 30,0 га. Букове насадження віком 100–120 років. Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Заповідне урочище охоплює такі рослинні асоціації: *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*, *F. caricosum (pilosae)*, *Caprineto (betuli)–Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)* і *C.–F. dryopteridosum (filix-maris)*. Окрім домінуючих деревних порід, до верхнього ярусу входять липа серцелиста (*Tilia cordata*) і дуб звичайний (*Quercus robur*). Трав'яний покрив характеризується значним видовим багатством. Тут також зростає чимало рідкісних видів рослин: шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*). Фауна заповідного урочища малодосліджена.

Маловатний. Раніше відоме як заповідне урочище «Квітка». Розташоване у Прут-Сіретському межиріччі, між селами Глибочок і Тисівці Сторожинецького району. Загальна площа – 25,9 га. Цінний корінний високопродуктивний буковий деревостан з наявністю лікарських рослин. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року, перейменоване 20 грудня 2001 року.

Значне флористичне різноманіття (понад 100 видів судинних рослин) на території урочища сформувалося завдяки складному рельєфу. Тут переважають рослинні угруповання формацій *Fageta sylvaticae* і *Querceta roboris*. У їх складі широко представлені види, занесені до Червоної книги України: гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), зозуліні черевички справжні (*Cypripedium calceolus*), зозуліні сльози яйцелисті (*Listera ovata*), булатка великоквітова (*Cephalanthera damasonium*), булатка довголиста (*C. longifolia*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*), коручка пурпурова (*E. purpurata*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*) і любка зеленоквітова (*P. chlorantha*). Фауна заповідного урочища досліджена фрагментарно. Є свідчення про знахідки жаби прудкої (*Rana dalmatina*) і лісульки руду (*Musccardinus avellanarius* (L., 1758).

Берда. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі, на схід від с. Васловівці Заставнівського району, на висоті близько 515,7 м н. р. м. (г. Бердо). Загальна площа – 15,0 га. Частина типового для регіону лісового масиву з буковими насадженнями віком понад 80 років. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Більша частина урочища зайнята угрупованнями, що належать до асоціацій *Fagetum (sylvaticae) mercurialidosum (perenne)* і *F. galeobdolosum (lutei)*. Разом з тим, на його території трапляється реліктове рослинне угруповання, занесене до Зеленої книги України: *F. lunariosum (redivivae)*.

Раритетна компонента флори урочища представлена такими видами: клокичка периста (*Staphylea pinnata*), підсніжник білосніжний (*Galanthus nivalis*), шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*). Чимало тут і рідкісних тварин: махаон (*Papilio machaon*), сатурнія руда (*Agria tau*), мнемозина (*Parnassius mnemosyne*), бджола-гесляр звичайна (*Xylocopa valga*), вусач мускусний (*Aromia moschata*), жаба прудка (*Rana dalmatina*), полоз ескулапів (*Zamenis longissimus*), голуб-синяк (*Columba oenas*), шуліка рудий (*Milvus milvus*).

Коцюба. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі, на південний-схід від с. Горошівці на схилах однойменної гори. Загальна площа – 20,0 га. Буковий праліс віком від 140 до 230 років. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

Панівні асоціації на території урочища *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)* і *F. aegopodiosum (podagrariae)*. До складу рослинних угруповань входять і рідкісні види: шафран Гейфелів (*Crocus heuffelianus*), беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), коручка чемерникоподібна (*Epipactis helleborine*). Фауна заповідного урочища досліджена фрагментарно. Відоме перебування на території жука-оленя (*Lucanus cervus*) і жаби прудкої (*Rana dalmatina*).

Луківка. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі, поблизу с. Чорнівка Заставнівського району. Загальна площа – 15,0 га. Корінне букове насадження віком 100 років з типовою для регіону рослинністю. Входить до складу РЛП «Чернівецький».

Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

На території заповідного урочища виявлено реліктові асоціації *Fagetum (sylvaticae) athyriosum (filix-feminae)* і *F. vincosum (minoris)*. Остання занесена до Зеленої книги України. Відомо, що такі ліси трапляються тільки на Хотинській височині та у Передкарпатті. Раритетна флора урочища представлена великою кількістю видів: беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*), булатка великоквітка (*C. damasonium*), коручка пурпурова (*Epipactis purpurata*).

Серед тварин-представників Червоної книги України тут присутні сатурнія руда (*Agria tau*), жук-самітник (*Osmoderma barnabita*), жаба прудка (*Rana dalmatina*).

Рукав. Розташоване у Прут-Дністровському межиріччі, у межах с. Чорнівка Заставнівського району. Загальна площа – 30,0 га. Корінне букове насадження карпатського типу віком 90 років з великим флористичним багатством та різноманіттям рідкісних рослин. Входить до складу РЛП «Чернівецький». Статус заповідної території надано 30 травня 1979 року.

У складі рослинного покриву представлені асоціації *Fagetum (sylvaticae) caricosum (pilosae)*, *F. galiosum (odorati)*, *F. athyriosum (filix-feminae)*, *Fageto (sylvaticae)-Quercetum (roboris) hederosum (helicis)*. Флора заповідного урочища містить такі рідкісні види: беладонна звичайна (*Atropa belladonna*), любка дволиста (*Platanthera bifolia*), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis*), цибуля ведмежа (*Allium ursinum*), коручка пурпурова (*Epipactis purpurata*), булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia*), булатка великоквітка (*C. damasonium*). Раритетна фауна представлена сатурнією рудою (*Agria tau*), жуком-самітником (*Osmoderma barnabita*), мідянкою звичайною (*Coronella austriaca*) жабою прудкою (*Rana dalmatina*) і совою довгохвостою (*Strix uralensis*).

Подальшим кроком оптимізації екологічної мережі Північної Буковини в цілому та охорони букових лісів природного і штучного походження зокрема має стати розширення площі окремих розрізнених об'єктів ПЗФ із нижчим природоохоронним статусом та їх включення до складу територій із вищою категорією заповідності.

Генетичні резервати бука лісового

Збереження генетичного різноманіття лісотвірних порід зумовлює здатність лісів адаптуватися до глобальних змін природних умов, посилює їх мікроеволюційний потенціал, сприяє формуванню високопродуктивних деревостанів, стійких до захворювань і шкідників. Численні дослідження, проведені вітчизняними науковцями щодо лісового генетичного різноманіття, доводять його краще збереження на заповідних територіях (Гайда, Яцик, 2006; Коршиков, 2007; Генетико-селекційні..., 2008).

На територіях, що входять до складу ПЗФ Чернівецької області відмічено чимале формове різноманіття *F. sylvatica*. Зокрема, тут поширені дві фенологічні форми, які відрізняються за строками розпускання бруньок та облістяності. В лісах Північної Буковини трапляються екземпляри з довгоплідною і широкоплідною формами горіхів. Відмічено також поліморфізм за будовою листової пластинки: вузьколиста, широколиста, круглолиста, розсіченолиста, зубчаста, пурпурнолиста форми (Білоконь та ін., 2005). У Прут-Дністровському та Прут-Сиретському межиріччях поширена гладкогора форма *F. sylvatica*, а в гірській частині області зі зростанням висоти над рівнем моря та віку деревостанів спостерігається тенденція до збільшення різноманітності типів кори (Білоконь та ін., 2005; Генетико-селекційні..., 2008).

Корінні букові ліси Північної Буковини розглядаються як еталонні деревостани, цінний генофонд для селекції і насадництва, основа для подальшого підтримання і відновлення широколистяних лісів. На території Чернівецької області нараховується 13 генетичних резерватів *F. sylvatica* загальною площею 656,9 га. Із них чотири розташовано на території Ревнянського, три – на території Рухотинського, два – на території Сторожинецького та по одному на території Вижницького, Чорнівського, Усть-Путильського та Колінківського лісництв. За фізико-географічним районуванням найбільша кількість генетичних резерватів бука (п'ять) розташовані в межах Прут-Дністровського межиріччя, чотири – у Прут-Сиритському межиріччі і лише два – у Буковинських Карпатах.

Усі букові генетичні резервати області мають природне походження. Площі окремих резерватів коливаються від 7,4 до 127,1 га. Дев'ять (70 % від загальної кількості) мають площу

понад 50 га. Це переважно деревостани з високими лісівничо-таксаційними параметрами. Сім генетичних резерватів *F. sylvatica* Північної Буковини являють собою чисті бучини, решта містять у вигляді домішок дуб, граб, клен, явір, липу, ялицю. Бонітет насаджень переважно I_a та I_b, у гірській зоні – I. Вік дерев у 10 з 12 резерватів перевищує 100 років. Найстаріші буки (186 років) ростуть у ялицево-буковому лісі Усть-Путильського лісництва на висоті 961 м н. р. м. За рядом ознак його відносять до пралісів (Генетико-селекційні..., 2008).

Стан та збереження генетичних резерватів *F. sylvatica* залежать як від антропогенних факторів, так і від кліматичних змін, нашестві шкідників, розповсюдження хвороб. Експертна оцінка селекційної структури наявних на території області генетичних резерватів бука лісового позитивна. Вони охарактеризовані науковцями як такі, що виконують своє функціональне призначення. Встановлене поліпшення загального стану деревостанів в міру просування від південно-західної до північно-східної частини області. В окремих резерватах необхідно переглянути принципи господарювання. На цих територіях не рекомендовано проводити прохідне рубання, яке застосовується в Чорнівському резерваті. В той же час через високу повноту у перестиглих деревостанах природне поновлення майже відсутнє. Тому на таких ділянках доцільно спланувати заходи щодо їх заміни підростаючим поколінням (Генетико-селекційні..., 2008).

Стан букових лісів на територіях ПЗФ і загрози

Загалом букові ліси широко представлені у складі природно-заповідного фонду Чернівецької області. Їх частка складає близько 25 % від загальної площі заповідних лісів Північної Буковини (Білоконь, Масікевич, 2012). В межах природоохоронних територій *F. sylvatica* охороняється як на рівні окремих популяцій або навіть їх фрагментів, так і у складі цілих ландшафтних комплексів.

Встановлене природоохоронною законодавчою базою України обмеження господарської діяльності на територіях ПЗФ спрямоване на забезпечення:

- підтримки високого рівня видового та генетичного різноманіття;
- достатнього простору для збереження природних ареалів рідкісних видів рослин і комплексної охорони оселищ для раритетних тварин;
- природного відновлення лісотвірних порід та інших компонентів лісових екосистем;
- захисту від потенційно небезпечних антропогенних та природних факторів.

Разом з тим сучасні реалії створюють все нові загрози і ризики для корінних лісів і еталонних насаджень. Це як недотримання заповідного режиму, вибір неефективних або малоефективних форм господарювання, так і негативний вплив глобальних кліматичних змін, забруднення усіх компонентів біосфери, інвазійні процеси, стихійні явища тощо.

Одна із гострих загроз сьогодення для заповідних букових лісів – пришвидшення процесів адвентизації та синантропізації рослинного покриву. Здебільшого ця проблема стосується територій із високим рівнем антропогенного навантаження, зокрема, надмірною рекреацією за відсутності дієвих регулюючих механізмів. В першу чергу потерпають насадження в межах м. Чернівці та на його околицях.

З усіх частин міста найбільша кількість рідкісних видів рослин (близько 43) зосереджена в корінних букових лісах та на узліссях г. Цецино, які входять до складу ЛЗЗЗ «Цецино» (Токарюк, Чорней, 2003). Разом з тим тут триває забудова схилів гори дачними господарствами, ведеться заготівля рослинної лікарської сировини, це одне з улюблених місць відпочинку жителів міста. Ці та інші явища ведуть до руйнування місцезростань раритетних видів рослин та біотопів рідкісних видів тварин. Наслідком стало значне скорочення чисельності популяції або повне зникнення таких рідкісних видів рослин, як сон великий (*Pulsatilla grandis* Wender.), фіалка біла (*Viola alba* Besser), рябчик шаховий (*Fritillaria meleagris* L.), коральковець тричінадрізаний (*Corallorhiza trifida*), зозулинець пурпуровий (*Orchis purpurea* Huds.) і прикрашений (*O. signifera* Vest), осока затінкова (*Carex umbrosa* Host) та інші (Токарюк, Чорней, 2003;

Токарюк, Чорней, 2007; Токарюк та ін., 2011). Разом із зменшенням раритетної компоненти заказника спостерігається збільшення адвентивної фракції на його території. Тут присутні 10 адвентивних видів рослин (Інвазійні рослини..., 2018). Серед них виділяються золотарник канадський (*Solidago canadensis* L.), злинка канадська (*Erigeron canadensis* L.), а особливо – розривтрава дрібноквіткова (*Impatiens parviflora* DC.), яка в окремих випадках навіть відіграє роль домінанта трав'яного покриву у букових лісах на г. Цецино (Ванзар та ін., 2014).

Аналогічних змін зазнала й фауна заказника. Такі види як стрічкарка тополева (*Limenitis populi* L., 1758), мінливець великий (*Apatura iris* L., 1758), сонцевик фау-біле (*Nymphalis vaualbum*), ендроміс березовий (*Endromis versicolora* L., 1758), ведмедиця велика (*Pericallia matronula*) та ін. востаннє описані для цієї території у 1897 році. Сучасні знахідки для них відсутні. Припускається, що раніше тут гніздувалися лелека чорний (*Ciconia nigra*) і підорлик малий (*Aquila pomarina*) (Чорней та ін., 2001).

Іще більше антропогенного впливу зазнає заказник «Гарячий Урбан». Його розташування вздовж стрімкого правого берега р. Прут сприяє прояву супутніх ерозійних та зсувних процесів. Поблизу заказника активно ведеться забудова. Окрім того, він є місцем масового відпочинку жителів міста. На території лісу та узлісся періодично виникають стихійні сміттєзвалища, в багатьох місцях виявлено численні сліди багать. Неодноразово було зафіксовано самовільні рубки дерев. Ускладнює ситуацію й недосконалість механізмів управління заказником. Наразі його територія не паспортизована.

Внаслідок зазначених проблем майже по всій території заказника відзначено високий ступінь рекреаційної дигресії рослинного покриву. За даними ботаніків-созологів (Токарюк, Чорней, 2003) на території заказника зникло чимало представників раритетного фітогенотону: сон великий (*Pulsatilla grandis*), лілія лісова (*Lilium martagon*), зіновать біла (*Chamaecytisus albus* (Насц.) Rothm.), булатка великоквіткова (*Cephalanthera damasonium*) і довголиста (*C. longifolia*), пальчатокорінник м'ясочервоний (*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó), билинець комарниковий (*Gymnadenia conopsea* (L.) R.Br.), зозулинець шоломоносний (*Orchis militaris* L.), прикрашений

(*O. signifera* Vest.), плодоріжка болотна (*O. palustris* Jacq.).

Фауна заказника представлена як типово лісовими тваринами, так і численними синантропними видами. Так, авіафауна лісу складається переважно з горобцеподібних (Passeriformes), багато видів з яких мешкають поблизу людини (Скільський та ін., 2009). Антропогенна трансформація біотопів веде не тільки до скорочення чисельності видів птахів, але й до зростання щільності гніздування птахів-синантропів. Синантропні види трапляються й серед ссавців. Зокрема, це миша хатня (*Mus musculus* Linnaeus, 1758), пацюк мандрівний (*Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769), їжак білочеревий (*Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900), тхір темний (*Mustela putorius*). Натомість такі види, як ховрах європейський (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766), ондатра звичайна (*Ondatra zibethicus* Linnaeus, 1766), білозубка білочерева (*Crocidura leucodon* Hermann, 1780), нічниця водяна (*Myotis daubentonii* Kuhl, 1817) тут більше не трапляються. Територія заказника служить рефугіумом для земноводних м. Чернівці (Скільський та ін., 2015). Порушення гідрологічного режиму, руйнування берегів р. Прут, засмічення території та високе антропогенне навантаження створюють серйозну загрозу для їх популяцій.

Частково призупинити негативні зміни на природоохоронних територіях області із високим ступенем гемеробії можна шляхом розширення та оптимізації існуючої мережі ПЗФ, уточнення статусу природоохоронних територій нижчих категорій, запровадження регулярного наукового аналізу їх стану.

Нерідко заповідні букові ліси потерпають від шкідників, зазнають грибкових і бактеріальних уражень. Фітопатогенні агенти знижують бонітет, а відповідно і цінність насаджень. В умовах Північної Буковини ліси з охоронним статусом нерідко вражаються дереворуйнівними грибами (Білоконь та ін., 2005): справжнім (*Fomes fomentarius* (L.) J.J. Kickx) і несправжнім (*Phellinus igniarius* (L.) Quél.) трутовиками. В окремих насадженнях також діагностовано некроз гілок і стовбурів (*Nummularia bulliardi* Tul.), нектріоз (*Nectria cinnabarina* Fr.), східчастий рак гілок і стовбурів (*Nectria galligena* Bres.), білу стовбурову гниль (*Pholiota squarosa* (Mull.) Guet.), заболонну стовбурову гниль (*Stereum hirsutum* (Willd.) Pesc.), борошністу

росу (*Mycrosphaera alphitoides* Griv.), буру плямистість листків (*Gloeosporium fagi* West.) тощо. В першу чергу гриби вражають старі дерева, оскільки структура стиглої деревини зумовлює кращу проникність для спор. Однак сянці та самосів також можуть вражатися широким спектром патогенів. Найчастіше на них діагностують ознаки борошнистої роси, сірої плісняви (*Botrytis cinerea* Pers.), песталоціозу сянців (*Pestalotia hartigii* Tub.), фузаріозу (*Alternaria tenuis* Nees.), фітофторозу (*Phytophthora omnivora* de Bary.), задушення (*Thelephora terrestris* Ehrenb.) та вилягання (*Phytophthora omnivora* de Bary.) сянців. Горішки та насіння вражаються збудниками гнилі (*Botriosporium difusum* Cda) і загнивання (*Xylaria carpophila* Fr.) плодів бука.

На територіях природно-заповідного фонду, де проводяться рубки догляду, створюються сприятливі умови для формування багатого на види ентомокомплексу ксилофагів, які не тільки пошкоджують деревину в процесі життєдіяльності, але й розповсюджують некрозно-ракові захворювання (Білоконь, Масікевич, 2012). Найчастіше роль розповсюджувачів спор виконують зелена вузькотіла златка (*Agrilus viridis* L., 1758), буковий крифал (*Ernoporus fagi* Fabr., 1798), дубова бронзова златка (*Chrysobothris affinis* F., 1794), двоколірний короїд (*Taphrorychus bicolor* Hbst., 1793). Крім зазначених ксилофагів на природоохоронних територіях Північної Буковини значної шкоди завдають листяний свердлик (*Elatroides dermestoides* L., 1761), рагій чорноплямистий (*Rhagium mordax* De Geer, 1775), чорна лептура (*Leptura scutellata* F., 1781), смугасто-строкатий кліт (*Anaglyptes mysticus* L., 1758), багатодіний деревинник (*Trypodendron domesticum* L., 1758), західний непарний короїд (*Xyleborus dispar* F., 1792), букова дицерка (*Dicerca berlinensis* Herbst, 1779), мармуровий скрипун (*Saperda scalaris* L., 1758), булавобедрий вусач (*Acanthoderes clavipes* Schr., 1781), шашіль строкатий (*Xestobium plumbeum*, Illiger, 1801) тощо.

Окрім ксилофагів, букові масиви вражаються комахами-листогризами: буковою міллю-строкаткою (*Lithocolletis faginella* Z., 1846), зимовим п'ядуном (*Operophtera brumata* L., 1758), буковим кліщиком (*Monoctenus sulcatus* Nal., 1892), обдиралом звичайним (*Erannis defoliaria* Cl., 1759) і оранжевим (*E. aurentiaria* Esp.), буковою виїмчастокрилою міллю

(*Chimabache fagella* Denis et Schiffermüller, 1775) тощо.

Поширенню хвороботворних агентів та шкідників лісу в першу чергу сприяє пом'якшення кліматичних умов. Разом із підвищенням суми температур у зимовий та весняний період спостерігається зниження річної кількості опадів. Такі зміни, незважаючи на поступовий характер, позначаються на структурі і функціонуванні екосистем, зниженні їх продуктивності, а також сприяють виникненню супутніх негативних явищ: лісових пожеж, вітровалів, ерозії ґрунтів тощо.

Отже самий факт заповідання унікальних букових лісів Чернівецької області не гарантує їх високу продуктивність та надання екосистемних послуг у повному обсязі. Вони так само, як і експлуатаційні ліси, можуть деградувати за негативного впливу довкілля та неефективного або малоефективного управління. Деградаційним процесам також сприяє високий рівень інсуляризації природоохоронних ділянок букових лісів.

Усвідомлюючи цей факт, науковці наполягають на необхідності розширення існуючих заповідних територій за рахунок приєднання прилеглих земель та посилення режиму заповідання, де в цьому є потреба. Зокрема, обґрунтовано доцільність приєднання до НПП «Хотинський» окремих лісових масивів Рухотинського, Клішківецького та Хотинського лісництв. Решту території Хотинської височини, вкритої лісами, рекомендовано оголосити регіональним ландшафтним парком. Забезпечивши таким чином повноцінне функціонування субмеридіонального Прут-Дністровського екокоридору, підтримуватиметься зв'язок між бучинами Поділля та Передкарпаття (Хотинська височина, 2012). Для розширення НПП «Вижницький» пропонується долучити до його складу землі державного підприємства «Заставнівське держспецілісництво АПК» (Чорней та ін., 2015)

Унікальний лісовий масив ландшафтного заказника загальнодержавного значення «Цецино» потребує функціонального зонування та постійного моніторингу раритетного компоненту флори і фауни (Токарюк, Чорней, 2007).

РОЗДІЛ 3. ДИНАМІКА, СТІЙКІСТЬ І СТАБІЛЬНІСТЬ ЕКОЛОГІЧНИХ СИСТЕМ

Основні закономірності динамічних явищ в екологічних системах

Біогеоценози в екології розглядаються як динамічні природні системи, яким властиві мінливість і розвиток. Поняття динаміки рослинних угруповань досить узагальнене й охоплює різні аспекти їх життя. Трансформаційні процеси рослинності викликали на початку 80-х років ХХ століття так званий «динамічний бум» у фітоценології (Малиновський, 2002), який тривав щонайменше 20 років. Як наслідок різними авторами було запропоновано велику кількість класифікацій форм динаміки фітоценозів (Odum, 1969; Connell, Slatyer, 1977; Уиттекер, 1980; Разумовский, 1981; Миркин, 1981, 1989; Работнов, 1983; Мордкович, 1988; Ипатов, 1990; Голубець, 2000; Savage et al., 2000; Rees et al., 2001; Кагало, 2003 та ін.).

Оскільки будь-яке угруповання одночасно зазнає спільної дії багатьох чинників, виділення окремих форм динамічних процесів досить умовне. Крім того, сталість і динаміку доцільно розглядати як дві складові одного явища – процесу розвитку біогеоценозу. Динаміка – це мінливість біогеоценозу, накопичення кількісних змін у його складі, структурі, функціональній організації, а стабільність відображає якісну визначеність біогеоценозу, що є наслідком переходу кількісних змін у якісні (Лавренко, 1959; Номоконов, 1989).

Серед головних принципів змін рослинності Б. М. Міркін (Миркин, 1981) називає: 1) *флуктуації* – порівняно нетривалі зміни, які не супроводжуються змінами флористичного складу і є наслідком сезонних і погодних змін клімату, динаміки тваринного компонента екосистеми тощо; 2) *сукцесії* – поступові зміни внаслідок внутрішніх або зовнішніх причин, за яких не виникає принципово нових за флористичним складом і структурою угруповань; 3) *еволюція* – зміни, які супроводжуються формуванням нових типів угруповань за рахунок видоутворення або інвазії нових для біотопу видів, а також зміна угруповань за рахунок зникнення видів; 4) *порушення* – стрибкоподібні зміни,

спричинені зовнішніми чинниками, які призводять до загибелі угруповання або його частини.

В. Н. Сукачов (1964) розрізняє такі динамічні процеси біогеоценозів: 1) *циклічні* (періодичні) і 2) *сукцесійні* (корінні), які також поділяються на *автогенні*, котрі відображають процес розвитку біогеоценозів, і *екзогенні*, або випадкові.

За тривалістю процесів В. І. Василевич (1983) виділяє такі види динаміки рослинності: 1) *різнорічні зміни* (відповідають флуктуаціям); 2) сукцесії; 3) вікові зміни, або *філоценогенез* (відповідають еволюції).

Аналізуючи динамічні процеси в контексті еволюції екосистем, В. Ф. Левченко і Я. І. Старобогатов (1990) розпізнають: 1) процеси, які не виводять систему зі стабільного стану, а також процеси, котрі призводять до заміни однієї системи іншою, яка також існує в стабільному стані (охоплюють класичний сукцесійний процес, зокрема сезонні зміни, субциклічний сукцесійний процес і сукцесійно-перехідний процес); 2) процеси еволюції екосистем.

Отже, основою найпоширеніших класифікацій динамічних процесів, які відбуваються в біогеоценозах у цілому і фітоценозах зокрема, є їх тривалість, характер збурень (внутрішні чи зовнішні), котрі стимулюють динаміку; циклічність (періодичність), а також напрямок і кінцевий результат перебігу динамічних явищ. Незважаючи на чимало відмінностей, в усіх наведених класифікаціях фігурує поняття сукцесії.

Сучасні погляди на зміст, механізми, класифікацію та етапи розвитку сукцесій

Незважаючи на те, що поняття сукцесії запропоноване ще в 1860 році (McIntosh, 1999), досі немає спільної наукової думки щодо його змісту та механізмів сукцесійних змін. Із цим пов'язана велика кількість підходів до класифікації сукцесійних явищ. Часто розрізняють широке і вужче поняття сукцесії. До першого належать поступові зміни рослинності будь-якого характеру, незалежно від того, дією якого чинника вони викликані; до другого – тільки автогенні процеси, джерело яких міститься всередині екосистеми (Миркин и др., 1989). Тут і

надалі розглядатимемо sukcesію в широкому значенні.

Основи вчення про феномен sukcesійних змін рослинних угруповань закладені американськими ботаніками Г. Коулсом (Cowles, 1899) та Ф. Клементсом (Clements, 1936). Проте, їх праці стосувалися більше опису змін, які відбувалися в конкретних екосистемах за конкретних умов. Розширення самого поняття та накопичення фактичного матеріалу перебігу sukcesій у різних типах екосистем, на різних континентах та за модифікуючого впливу різних чинників породили велике різноманіття класифікацій і підходів до класифікування.

Найпоширеніша класифікація sukcesій за історичним критерієм – поділ на *первинні* і *вторинні* sukcesії (Одум, 1975; Tilman, 1985; Бигон и др., 1989; Миркин, 1989; Голубець, 2000). Під первинною sukcesією розуміють заселення і трансформацію живими організмами біологічно неактивних субстратів, часто пов'язаних із ґрунтоутворенням. Вторинна sukcesія об'єднує широкий спектр змін біотичного компонента біогеоценозу після його значного порушення. Т. А. Работнов (1983) поділяє останні на: *демутації* – швидкі послідовні зміни нетривалих угруповань, спрямовані на відновлення вихідного біоценозу; *квазіпервинні sukcesії*, які виникають на тлі видозміненого едафотопу і посідають проміжне становище між первинними sukcesіями і демутаціями; *неповночленні вторинні sukcesії*.

У зарубіжній літературі зазвичай виділяють *автогенні* і *алогенні* sukcesійні зміни. Під автогенною sukcesією розуміють упорядкований процес розвитку угруповання, пов'язаний зі зміною в часі і просторі його видової структури та функціональних характеристик або, іншими словами, саморегульовану sukcesію. Алогенну sukcesію трактують як процес розвитку або деградації угруповання за дії зовнішніх щодо біоценозу чинників. У вітчизняній літературі (Разумовский, 1981; Василевич, 1983; Миркин и др., 1989; Кагало, 2003) поряд із терміном «автогенна sukcesія» часто використовують поняття *сингенетичної sukcesії*, або *сингенезу*, а як синоніми алогенної sukcesії застосовують поняття *екогенезу* або *ендоєкогенезу*.

Аналізуючи наявні класифікації за механікою процесу, В. Г. Мордкович (1988) наголошує, що більшість авторів погоджуються із таким поділом, однак використовують власну

термінологію із урахуванням особливостей окремих випадків перебігу сукцесії (табл. 3).

Таблиця 3

Класифікація сукцесій за провідними факторами, які їх зумовлюють (за В. Г. Мордковичем, 1988)

Раменський, Александрова	Зміни розвитку, що не порушують поточної рівноваги середовища		Катастрофічні зміни, пов'язані з порушенням рослинного покриву	
Сукачов	гологенез	філоценогенез	ендоєкогенез	сингенез
Работнов	сингенез	ендоєкогенез (автогенез)	екзогенез (алогенез)	
Разумовський	демутації	єкогенез	екзогенні зміни	
Міркін	автогенні		екзогенні	
	сингенез	ендоєкогенез	гейтогенез	гологенез

Таке розмаїття класифікаційних одиниць Б. М. Міркін (1981) пов'язує із багатовимірністю сукцесій. Автор зазначає, що одна й та сама сукцесія містить у ролі складових кілька трендів змін (елементарних сукцесій), зумовлених різними факторами. Кожен такий тренд залежно від критеріїв класифікації може бути оцінений неоднозначно. Тому, посилаючись на Н. Sjörs, Міркін пропонує взагалі не класифікувати, а ординувати сукцесії в багатовимірному просторі, осями якого будуть різноманітні характеристики вимірювань (табл. 4).

Таблиця 4

Класифікація сукцесій рослинних угруповань (за Б. М. Міркіним, 1981 із доповненнями О. Кагала, 2003)

Варіанти	Типи і підтипи сукцесій			
	Автогенні		Алогенні	
	Сингенез	Ендоєкогенез	Гейтогенез	Гологенез
За тривалістю:				
швидкі (десятиліття)	+	–	+	+
середні (століття)	–	+	+	+
повільні (тисячоліття)	–	+	–	+

Продовження табл. 4

Варіанти	Типи і підтипи сукцесій			
	Автогенні		Алогенні	
	Сингенез	Ендоекогенез	Гейтогенез	Гологенез
дуже повільні (десятки тисяч років)	–	+	–	+
За зворотністю:				
зворотні	–	–	+	+
незворотні	+	+	+	+
За ступенем сталості процесу:				
постійні	+	+	+	+
непостійні	–	–	+	+
За історією:				
первинні	+	+	–	–
вторинні	+	+	–	–
За характером зміни структури і функції:				
прогресивні	+	+	+	+
регресивні	+	+	+	+
За антропогенністю:				
природні	+	+	+	+
вторинно антропогенні*	+	+	+	+
антропогенні	+	+	+	+
За созологічною оцінкою*:				
созологічно позитивні	+	+	–	+
созологічно негативні	(+)	(+)	+	+
созологічно нейтральні	+	+	+	+

Примітка. * – варіанти сукцесій, введені О. Кагалом

Оригінальна класифікація сукцесій за формами послідовностей у природі на всіх рівнях організації запропонована В. Г. Мордковичем (рис. 33). Ця класифікація базується на розумінні сукцесії як сумарної зміни біогеоценозу за умови рівнозначного внеску кожного із факторів, які впливають

на його динаміку. Автор виділяє *відцентрову послідовність*, коли певна цілісність розпадається зразу на відносно дрібні складові; *доцентрову*, коли цілісність утворюється не послідовно, а зразу з окремих складових; *маятникову*, коли мають місце спрямовані коливання із відхиленням спочатку в один бік, а потім у протилежний; *циклічну*, коли спостерігаються односпрямовані коливання з поверненням до вихідного стану; *векторну*, коли зміна явищ відбувається в одному напрямку без повернення у вихідний стан. Під час будь-якої сукцесії, незалежно від рангу, реалізуються всі п'ять наведених форм послідовностей, проте кожному типу сукцесії здебільшого притаманна якась одна.

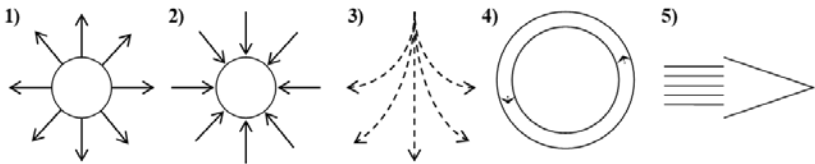


Рис. 33. Типи послідовностей у часі (за В. Г. Мордковичем, 1988):

- 1 – відцентрова; 2 – доцентрова; 3 – маятникова; 4 – циклічна;
5 – векторна

За біоенергетичними процесами, які супроводжують сукцесійну динаміку екосистем, Ю. Одум (1975) виділяє *автотрофні* (коли валова продуктивність екосистеми більша за величину дихання) та *гетеротрофні* (коли величина дихання перевищує величину валової продуктивності) сукцесії.

Багато зарубіжних учених (Tansley, 1935; Odum, 1969; Одум, 1975; Риклефс, 1979) дотримуються типології сукцесій за характером субстрату, на якому здійснюються сукцесійні перетворення рослинного покриву. Так, вони виділяють *гідричні* сукцесійні серії фітоценозів, розвиток яких відбувається від гідрофітних до мезофітних угруповань, та *ксеричні* серії фітоценозів, розвиток яких відбувається у напрямку від ксерофітних до мезофітних фітоценозів. За цим самим принципом побудована класифікація С. М. Разумовського (1981), за якою сукцесії поділяються на *ксерархні*, *гідрархні* і менше тривалі *мезархні*.

Є. М. Лавренко (1959) запропонував класифікацію екзоєкогенетичних сукцесій із урахуванням чинників, які їх

викликають, – *пірогенні, кліматогенні, едафогенні, зоогенні і антропогенні*. Ширшу класифікаційну схему подає М. А. Голубець (2000). Окрім зазначених Лавренком, він виділяє такі типи екзогенних сукцесій: *анемогенні, гідрогенні, фітогенні та техногенні*, а також подає класифікацію для ендегенних змін: *кліматогенні, геоморфогенні, філогенні, біогеоценогенні*.

Нами проаналізовано лише найширше вживані й оригінальні класифікаційні схеми сукцесійної динаміки. Детальніший аналіз типології сукцесій висвітлений у працях багатьох вітчизняних і зарубіжних науковців (Dansereau, 1974; Василевич, 1983; Мордкович, 1988; Малиновський, 2002; Смирнова, Горопова, 2008; Prach, Walker, 2019). Зауважимо, що останніми роками з'являються нові підходи до дослідження сукцесійних змін, відомі процеси розглядаються з нових ракурсів, породжуючи нову термінологію. Так, з'являються поняття «*інвазійної сукцесії*» (Бажа и др., 2015), «*консортивної сукцесії*» (Москалець та ін., 2013) тощо.

Дискусійне також питання теоретичного обґрунтування змісту поняття сукцесії. Є кілька суттєво відмінних концепцій сукцесії. Перша з них належить Ф. Клементсу, засновнику вчення про сукцесії. Вона виникла на межі XIX і XX ст. і отримала назву *холістичної*. У рамках даної концепції Ф. Клементс і його послідовники (Clements, 1936; Odum, 1969; Риклефс, 1979; Разумовский, 1981) розглядають біоценоз як цілісність, аналогічну до організму, а сукцесію як детермінований процес зміни одних видів у складі угруповання іншими. Одиницею сукцесії, за цією моделлю, є серія, яка поєднує рослинні угруповання певної території у розвитку від піонерної стадії через низку медіальних до кінцевої – клімаксу (Миркин, Розенберг, 1978; Мордкович, 1988).

Детермінованість такого розвитку зумовлена генетичною схильністю кожного рослинного виду зростати лише в межах певної амплітуди умов середовища, а також модифікувати це середовище в несприятливому для себе, однак сприятливому для видів наступної стадії напрямку. Отже, будь-які сукцесійні зміни, з позицій концепції Ф. Клементса, мають прогресивний характер (Tansley, 1935; Разумовский, 1981). Напрямок сукцесійних змін, згідно з холістичною концепцією, лінійний.

Із перебігом сукцесії темпи зміни середовища і самого

угруповання уповільнюються, внутрішні стимули до зміни фітоценозу зникають і досягається стан рівноваги між угрупованням і середовищем. Склад і структура фітоценозу на цій термінальній стадії набувають стабільності. На ініціальних етапах сукцесійної динаміки в угрупованні панує нейтралізм, на медіальних більшого значення набуває конкуренція, на термінальних – мутуалізм і симбіоз (Мордкович, 1988).

Ф. Клементс поділив сукцесію на три фази і шість процесів (Смелянський, 1993). На стадії *ініціації* мають місце процеси нудації, міграції, ецезису і реакції. Стадія *продовження* характеризується конкуренцією, а стадія *закінчення* – стабілізацією угруповання. Автор припустив, що шлях фітоценозу від процесу міграції до процесу конкуренції повторюється багато разів, доки угруповання не перейде в стан клімаксу. Отже, Ф. Клементс вбачав механізм сукцесії у зміні видами середовища, готуючи його у такий спосіб до заселення видами наступних стадій.

На противагу холістичній концепції Ф. Клементса, починаючи з 30-х рр. ХХ ст., популярності набула *індивідуалістична*, яку запропонували J. H. Connell і R. O. Slatyer (1977). Її прихильники (Ібрагимов, 1978; Уиттекер, 1980; Бигон и др., 1989; Василевич, 1983; Работнов, 1994) не вважають цілісністю ані угруповання, ані сукцесію. Пропаговану Ф. Клементсом зміну одного угруповання іншим вони вважають надуманою категорією, тоді як сукцесія являє собою часовий континуум. Сутність сукцесії вбачають у зміні типів життєвої стратегії видів (Пианка, 1981, Работнов, 1983; Tilman, 1985; Rejmánek, Lepš, 1996; Callaway, 1997; Chase, 2003).

У межах цієї концепції авторами розглянуто три моделі сукцесії (C+S моделі) (рис. 34): 1) стимулювання, 2) толерантності, 3) пригнічення. Згідно з першою, з перебігом сукцесії відбувається поліпшення умов середовища. Б. М. Міркін (1981) наголошує, що така модель описує лише деякі первинні сукцесії. Третя являє собою зворотній до стимулювання процес погіршення умов середовища. Прикладами такої сукцесії можуть бути заростання згаріщ (Allen et al., 1997). Друга ж описує процес, аналогічний до пригнічення, але з компенсацією за рахунок інвазії в угруповання з кожним разом дедалі толерантніших видів. Ця модель описує переважно вторинні

сукцесії (Christensen, Peet, 1984; Berkowitz et al., 1995; Peña-Claros; 2003; van Breugel, 2007).



Рис. 34. Основні моделі механізмів сукцесії: 1 – стимулювання, 2 – толерантності, 3 – пригнічення. Пунктиром позначено зміни в послідовності перебігу сукцесії (за J. H. Connell, R. O. Slatyer, 1977)

Д. Боткін доповнив цю схему четвертою моделлю – нейтральності. Ця модель логічно узагальнює праці (Peet, 1992; Stirling, Wilsey, 2001; Gilbert, Lechowicz, 2004), в яких сукцесія розглядається як популяційний процес зміни видів, відмінних між собою за життєвими циклами. Інвазійна здатність окремих видів рослин забезпечується особливостями розповсюдження насіння та наявністю насінневих банків (Tilman, 1993; Turner et al., 1998; Greenberg, 1999; Rees et al., 2001; Park et al., 2003; Rusch et al., 2003; Gilbert, Lechowicz, 2004; William, Yao, 2005; van Breugel, 2007).

Аналізуючи індивідуалістичну концепцію, В. Г. Мордкович (1988) зазначає, що вона, на відміну від холістичної, пояснює сукцесію як стохастичний процес, мета якого якомога більша диференціація середовища та забезпечення незалежного співіснування видів. Зміну міжвидових відносин як механізм сукцесії представлено у вигляді переходу від коменсалізму до конкуренції, а потім до нейтралізму.

Наведені моделі зазнали критики науковців на підставі їх

вузького розуміння як механізмів видового заміщення (Смелянський, 1993). Серед найдискусійніших моментів зауважимо такі: 1) реальні sukcesії являють собою комплекс механізмів, а отже, не можуть бути описані тільки однією моделлю; 2) в одній серії одночасно можуть діяти різні механізми; 3) один вид може брати участь у різних механізмах залежно від його конкурентної здатності і етапу sukcesії; 4) координаційна роль належить зміні середовища.

Регенераційна концепція виникла у II половині XX століття. Вона передбачає, що sukcesія – це притаманна біогеоценозові реакція на стрибкоподібні зміни середовища, яка призводить до відновлення такого його стану, який найбільше відповідає умовам довкілля. Отже, sukcesія розглядається не як розвиток, прогрес, а як ремонт або реставрація угруповання чи його частини. Механізмом такої sukcesії слугує постійний «тиск життя» через міграцію в порушене місцезростання видів, які відповідають наявним середовищним умовам, або через мобілізацію спеціальних ремонтних видів-кочівників (Мордкович, 1988).

Топографічна концепція виникла на засадах теорії Ф. Клементса, який використав топографічні ряди угруповань як основу реконструкції їх хронологічних серій. Вагомий внесок у аналіз топографії угруповання в аспекті sukcesійних змін зробив Л. Г. Раменський (Работнов, 1983). За Г. Вальтером (1982), sukcesія як процес розвитку – це химера, яка виникла під впливом організованих у топографічні ряди, екологічно різноманітних угруповань. Він категорично осуджує екстраполяцію просторових рядів угруповань у часові, вважаючи, що в останньому разі йдеться про ряди угруповань, які відповідають градієнтам екологічних факторів (вологості, температури, засолення) за рельєфом. Вони й зумовлюють різноманітність біогеоценозів. Цінність топографічної концепції В. Г. Мордкович (1988) вбачає у тому, що вона визначає наявність певного набору типу sukcesій, характерних для будь-якої ландшафтної зони, а також акцентує увагу на тому, що sukcesія – процес не тільки часовий, але й просторовий.

Системна концепція сформувалась у 60-ті рр. XX століття як наслідок розвитку системної екології. У межах цієї концепції рушійною силою sukcesії вважається біологічний кругообіг

хімічних елементів і речовин (Мордкович, 1988).

Як прихильник холистичної концепції Е. Р. Odum (1969) розглядав механізми сукцесії ширше, ніж Ф. Клементс, враховуючи зміни у структурі й енергетиці угруповання, речовинних та інформаційних потоках, а також трофічних зв'язках (табл. 5). Тому він висунув положення, які сприяли формуванню системної концепції (Титлянова и др., 1993): 1) сукцесія пов'язана з фундаментальним зсувом потоку енергії в бік зростання її кількості, спрямованої на підтримку системи; 2) сукцесія – впорядкований і спрямований процес розвитку угруповання; 3) сукцесія контролюється угрупованням через модифікацію середовища; 4) кульмінацією сукцесії є зріле стабільне угруповання, в якому на одиницю доступного потоку енергії досягається максимальна біомаса. Цю рівновагу можна вважати умовною метою сукцесії.

Таблиця 5

Модель екологічної сукцесії: тенденції, які доцільно очікувати у розвитку екосистем (за Е.Р. Odum, 1969)

Ознаки екосистеми	Стадії розвитку	Зрілі стадії
Енергетика угруповання		
Співвідношення валової продукції до дихання (P/R)	> 1 <	≈ 1
Співвідношення валової продукції до врожаю на корені (P/B)	високе	низьке
Біомаса, яка підтримується одиницею потоку енергії (B/E)	низьке співвідношення	високе співвідношення
Врожай (чиста продукція угруповання)	високий	низький
Трофічні ланцюги	лінійні, переважно пасовищні	розгалужені (трофічні сітки), переважно детритні
Структура угруповань		
Загальна органічна речовина	мало	мало
Неорганічні біогенні речовини	екстрабіотичні	інтрабіотичні
Видове різноманіття як компонент багатоманітності	мале	велике

Продовження табл. 5

Ознаки екосистеми	Стадії розвитку	Зрілі стадії
Видове різноманіття як компонент вирівняності	мале	велике
Біохімічне різноманіття	мале	велике
Ярусність і просторова гетерогенність (структурне різноманіття)	слабо-організовані	добре організовані
Життєвий цикл		
Спеціалізація по нішах	широка	вузька
Розміри організмів	невеликі	великі
Життєві цикли	короткі і прості	довгі і складні
Кругообіги біогенних речовин		
Кругообіги мінеральних речовин	відкриті	замкнені
Швидкість обміну біогенних речовин між організмами та середовищем	висока	низька
Роль детриту в реорганізації біогенних речовин	незначна	значна
Тиск добору		
Характер росту	на швидкий ріст (г-добір)	на регуляцію оберненим зв'язком (к-добір)
Продукція	кількість	якість
Загальний гомеостаз		
Внутрішній симбіоз	нерозвинений	розвинений
Збереження біогенних речовин	із затратами	повне
Стабільність (стійкість до зовнішніх збурень)	висока	низька
Ентропія	висока	низька
Інформація	мало	багато

Системний підхід (Одум, 1975; Голубец, 1985; Wood, del Moral, 1987; Титлянова, 1993; Greenberg, 1999; Маврищев, 2006; Чернишенко, 2006; Уланова, 2007; van Breugel, 2007) застосовується частіше для опису екзогенних сукцесій (евтрофікація озер, пасовищна дигресія, осушення тощо).

Рушійна сила, за даною концепцією, – фітоценоз і фітогенне середовище, пов'язані позитивним зворотним зв'язком. Механізм сукцесії має інформаційний характер і базується на каскадному наростанні змін у системі та співвідношенні інформаційних потоків (Odum, 1969; Одум, 1975).

У системній концепції взагалі не розглядається динаміка видового складу угруповання. Деякі науковці зазначають, що більшість характеристик зрілого угруповання необхідно вважати за ефект часового фактору, а не як результат внутрішнього контролю (Титлянова и др., 1993). Втім, незрозумілою залишається роль фітофагів і зв'язків типу хижак – жертва.

Досить популярне в літературі (Дажо, 1975; Джиллер, 1988; Миркин, 1989; Gilbert, Lechowicz, 2004; Mehrotra et al., 2004) уявлення про сукцесію як процес диференціації екологічних ніш видів, що є основою нішової концепції. Механізм сукцесії, згідно з цією концепцією, полягає в заповненні видовими нішами наявних «ліцензій» – ділянок, представлених середовищем у гіперпросторі ресурсів та умов (Левченко, Старобогатов, 1990). Так виділяються різні за принципом процеси упакування ніш у одній ліцензії і захоплення порожніх ліцензій. Збільшення числа зайнятих ліцензій пов'язане зі зростанням видового багатства, появою в сукцесії нових життєвих форм (Ибрагимов, 1978; Rusch et al., 2003). Із заповненням ліцензій уся ліцензійна структура угруповання перебудовується (Ибрагимов и др., 1990; Шанда, 2002).

Навіть якщо угруповання не наповнене видами, то зазвичай воно насичене особинами (Пианка, 1981). Заселення нового виду в наявне угруповання можливе: 1) при розширенні гіперпростору ресурсів; 2) при звуженні ніш наявних видів і/або 3) за рахунок збільшення перекривання ніш (дифузна конкуренція). Існування певних меж даних факторів визначають уповільнення та припинення процесу сукцесії, тобто досягнення клімаксу.

Серед недоліків нішової концепції Н. Е. Смелянський (1993) зазначає, що сукцесія розглядається лише як один із окремих прикладів при обговоренні виникнення видового різноманіття (Уиттекер, 1980; Пианка, 1981). Проте автор зауважує, що, незважаючи на недостатність розробки даного підходу, вивчення сукцесії як процесу динаміки екологічних ніш досить перспективне.

У 80-х рр. XX століття Д. Тільман розробив концепцію *відношення ресурсів*, представлену моделлю рослинної сукцесії, яка базується виключно на конкурентних відносинах. Відповідно до цієї концепції (Tilman, 1985; Daufresne, Hedin, 2005) кожен вид рослин активний конкурент в умовах певного співвідношення ресурсів. За умов зміни доступності лімітуючих ресурсів змінюються склад угруповання та його домінанти. Серед головних лімітуючих факторів Тільман називає ґрунтові чинники й освітлення.

Множинність концепцій сукцесії і механізмів, закладених в їх основу – це прямий наслідок великої кількості відомих і вивчених нині конкретних сукцесій (Ибрагимов, 1978; Ермолова, 1981; Лазор, 1996; Wootton, 2002; Крышень, 2003, 2004; Парпан, 2003; Ткаченко та ін., 2003; Taverna et al., 2005 та ін.). Їх усіх неможливо оцінити і зрозуміти із позицій тільки однієї концепції. Тому оптимальною вважається позиція, яка визнає співіснування різних концепцій як робочих гіпотез для побудови синтетичної теорії сукцесій.

Клімакс: концепції суті, особливості та типологія

Гомеостаз рослинного угруповання як елементу екосистеми є фундаментальною проблемою сучасної екології, яка знайшла відображення у вченні про клімакс. Чимало науковців (Миркин, 1978, 1989; Уиттекер, 1980; Nuñez, Nuñez, 2007) виділяють три етапи розвитку концепції клімаксу, котрі відповідають поширенню ідей *кліматичного моноклімаксу*, *едафічного поліклімаксу* та *клімаксу-континууму*.

Початок періоду ідеї кліматичного *моноклімаксу* закладено у працях геоботаніків кінця XIX століття. Апогей концепції пов'язаний із ім'ям Ф. Клементса, занепад – із роботами А. Тенслі на початку 30-х рр. XX століття. Сутність концепції кліматичного моноклімаксу Р.Х. Уіттекер (1980) зводить до чотирьох положень, три з яких обов'язкові елементи (стійкість, превалювання, конвергенція), а четвертий – аналогізація клімаксового угруповання організму – факультативний, який певною мірою відчужений від головного ядра системи поглядів Ф. Клементса. У пізніших працях він припускав існування додаткових клімаксів (Миркин, 1989). Угруповання, близькі до клімаксу, але не можуть перейти у нього внаслідок дії певного

чинника, він назвав *субклімаксами*. *Дисклімаксом* науковець вважав клімаксові угруповання, які зазнали впливу людської діяльності. Екстразональна рослинність (ліс у степу чи степ у лісі) виділяється у *преклімакси* та *постклімакси*, а всі клімакси, разом узяті, поєднуються у *панклімакс*.

Другий період, початок якого датується 30-ми рр. ХХ століття, характеризується переходом до концепції *поліклімаксу*. Три ознаки (стійкість, превалювання і конвергенція) виявилися непоєднуваними, і тому на зміну уявленню про можливість абсолютної конвергенції до подібних угруповань різної рослинності прийшли реалістичніші положення про існування багатьох клімаксів, які виражають конкретну взаємодію місцевих комплексів і клімату певної території. Із трьох положень теорії Клементса прихильники поліклімаксу запозичили лише перше – стійкість. Однак Б. М. Міркін (1981, 1989) указує на те, що протиріччя між поглядами прихильників моноклімаксу та поліклімаксу мають методологічний характер і визнання тієї чи іншої концепції залежить від вибраного масштабу часу.

Третій етап, відкритий працями Р. Х. Уіттекера (1980), характеризується подальшим розвитком концепції поліклімаксу. З позицій неперервності рослинності, а тому умовності будь-яких меж між конкретними фітоценозами та клімаксовими угрупованнями, можна визначити стан, коли в кожній точці існуватиме свій клімакс, який поступово переходить у сусідні. Автор розрізняє кілька типів клімаксу залежно від їх стійкості, причому стійкість розглядається як функція двох показників: часу генерації домінантів і тривалості циклів змін умов середовища. Всього можна виділити п'ять типів клімаксу:

1. *Аклімакс*. Час генерації домінантів менший, ніж цикл змін умов середовища. Флуктуації середовища постійні. Клімаксові та серійні угруповання неможливо розрізнити (наприклад планктон).

2. *Циклоклімакс*. Цикл генерації домінантів збігається з річними коливаннями умов середовища. Клімакс може бути охарактеризований головними домінантами-однорічниками, але серійні угруповання від нього також важко відрізнити (наприклад угруповання однорічників у пустелі).

3. *Катаклімакс*. Генерація домінантів відбувається в період між повторним впливом середовища, яке знищує рослинний

покрив (пожежі, заноси тощо); клімаксові та серійні угруповання більш-менш розрізняються.

4. *Суперклімакс*. Генерація домінантів тривала, зміни середовища незначні. Біомаса низька, популяції рослин порівняно стабільні, але серійні угруповання не відрізняються від клімаксових (наприклад тундра).

5. *Еуклімакс*. Генерація домінантів під час сукцесії відносно неперервна, біомаса висока. Серійні угруповання добре відрізняються від клімаксових (класична сукцесія, яка зумовлює розвиток лісової рослинності).

Сьогодні при вивченні клімаксових угруповань найбільшу цікавість привертають дві групи критеріїв – флористичні (повторність комбінацій видів в угрупованнях одного й того самого типу клімаксу, видове різноманіття) (Christensen, Peet, 1984; Lischke et al., 1998; Savage et al., 2000; Rees et al., 2001; Chase, 2003; Реїа-Claros, 2003) і продукційно-енергетичні (загальний запас біомаси, характеристика чистої біологічної продукції, цикли мінеральних елементів, показники біоенергетики тощо) (Peet, 1992; Taverna et al., 2005).

За автогенної природи клімаксу він характеризується максимальним запасом біомаси та найвищою біологічною чистою продукцією. Однак через вивчення алогенно-автогенних клімаксів критерій обов'язковості максимуму біомаси заперечується. Нині максимальну продуктивність і запас біомаси визнають за факультативну ознаку клімаксового угруповання (Риклефс, 1979; Левченко, Старобогатов, 1990). Вважається, що головна особливість циклу обміну речовиною й енергією в гомеостатичному угрупованні полягає в тому, що цей цикл сповільнений і в угрупованні фіксується максимальна кількість речовини й енергії. Колообіг речовини стає замкненим і зростає роль детриту.

Ю. Одум (1975) наводить і деякі інші енергетичні критерії: співвідношення валової продукції до чистої (під час сукцесії зменшується), співвідношення біомаси до енергії, яка надходить (біомаса, підтримувана одиницею енергії, зростає), характер трофічних ланцюгів – заміна лінійних, переважно пасовищних ланцюгів на розгалужені детритні.

У працях Р.Х. Уїттекера (1980) для характеристики змін продуктивності використано показник коефіцієнта акумуляції

біомаси, який являє собою співвідношення сухої біомаси живих і мертвих тіл організмів до чистої річної продукції угруповання. При формуванні клімаксового угруповання відбувається посилення середовищотвірної ролі домінантів і всього угруповання як цілого, збільшується напруженість взаємовідносин, і тому підвищується рівень закритості та автономності угруповання для заселення випадковими елементами.

За класичної автогенної сукцесії формування клімаксу супроводжується підвищенням видового різноманіття угруповань (α -різноманіття). Але ця особливість сукцесії не є загальним правилом, що показано В. І. Василевичем (1983), який підкреслив, що тривалий гомеостаз зовсім не обов'язково повинен пов'язуватись із підвищенням різноманіття. При цьому В. І. Василевич зазначив особливості фітоценозів як систем одного трофічного рівня. Якщо для систем із багатьма трофічними рівнями, подібними до біоценозу, різноманіття підвищує стабільність (якщо не розвинулися рослини А та В, фітофаги зможуть замінити їх рослинами С та D), то для фітоценозу кореляції між стабільністю та видовим різноманіттям бути не може.

З наближенням до клімаксової фази зменшується частка випадкових елементів, що призводить до зменшення видового різноманіття. Однак при цьому зростає внутрішньовидове різноманіття завдяки диференціації деревостану за діаметром і віком, що відображає закономірність переходу усіх популяцій клімаксового угруповання до нормального типу, коли одночасно наявні усі вікові стадії розвитку кожного виду і він у такий спосіб може самовідновлюватися у цьому угрупованні.

Радянські фітоценологи відстоювали доцільність відмови від терміну *клімакс*, замінивши його на *вузловий ценоз*, під яким належить розуміти ланку в поступальному процесі біогеоценогенезу, що постулює уривчастість цього процесу в часі і тим установлює кількісну визначеність даного біогеоценозу (Номоконов, 1989).

Особливості перебігу відновних сукцесій на зрубках

Зруб – це нетривалий і дуже динамічний етап розвитку рослинного угруповання від моменту рубання деревостану до стадії зімкнутого молодняку (Крышень, 2004). Флористичний склад на території із вилюченим деревостаном характеризується нестабільністю, високою динамічністю. Сукцесія на зрубках – складний інтегральний процес, який охоплює сукупність багатоманітних взаємопов'язаних біогеоценотичних явищ. Від швидкості і напрямку змін окремих компонентів біогеоценозу залежать умови, необхідні для лісовідновлення.

Дослідженню змін фітокомпонента екосистеми внаслідок вирубування присвячено багато вітчизняних і зарубіжних праць (Холопова и др., 1985; Lischke et al., 1998; Diaci, Rozenbergar, 2001; Крышень, 2003; Парпан, 2003, van Breugel, 2007, Blumröder et al., 2020). Значний доробок науковців у напрямку аналізу змін ґрунтових умов після вилучення деревостану (Поляков, 1965; Семенова, 1975; Юрлєніс, 1975; Орлов, Петров-Спиридонов, 1986; Ибрагимов, Волкорезов 1988; Ямковой, 1991; Уланова, 2007). Проте опрацьована наукова література не дає однозначної відповіді, на яких механізмах основане заростання зрубів і не пропонує загальноприйнятої моделі відновних процесів на зрубках, яка б дала змогу визначити напрямок перебігу сукцесії.

Пошук закономірностей у відновній динаміці на звільнених від деревостану площах ускладнюється вже тим, що її напрямок і особливості прямо залежать від ступеня пошкодження біогеоценозу внаслідок різних типів рубок, видового складу та стану насінневого банку, способу трелювання деревини, захаращеності лісосік, викорчовування пнів тощо. Велике значення має пора року під час вирубування, погодні умови конкретного року, вітровий режим, кількість та характер опадів.

Однак, навіть якщо умовно знехтувати цими чинниками, характер змін для різних лісорослинних зон, типів лісу, ґрунту, властивостей підстилки якісно відрізняється, а іноді навіть протилежно спрямований (рис. 35). Окрім цього, у складі покриву на зрубках беруть участь і рослини, які вийшли з-під шатра лісу, і ті, що виростили з насіння наявного у насінневному банку, й інвазійні види. Такі угруповання характеризуються

специфічними ценобіотичними стосунками і певною фітоценотичною стійкістю.

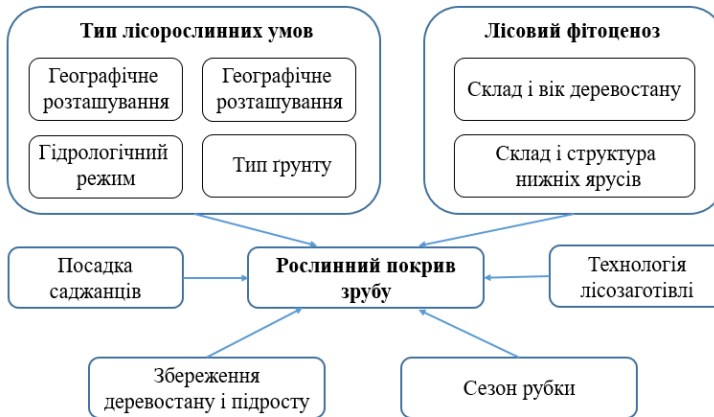


Рис. 35. Головні фактори, які визначають формування рослинності після суцільного вирубування (за Н. Г. Улановою, 2007)

Вилучення деревостану призводить до фітокліматичної трансформації екосистеми, яка полягає у зміні умов освітленості, розширенні діапазону добових температурних амплітуд, зміни водного режиму ґрунтів, збільшення частки розчинених форм нітрогену у ґрунті (Парпан та ін., 2003). Ці зміни сприяють елімінації одних видів зі складу рослинного угруповання та проникненню інших. Одночасно відбувається вертикальна перебудова структури фітоценозу (інкумбація, декумбація, рекумбація) та горизонтальна перебудова (дигресія, інверсія, інгресія або реверсія) (Малиновський, 2002).

Менше праць присвячено дивергенції/конвергенції різних типів рослинності протягом сукцесії. Частково воно висвітлене у працях О. К. Ібрагімова (1978–2004), А. К. Малиновського (2002), Г. М. Лисенка (2007) та зарубіжних авторів (Christensen, Peet, 1984; Inouye, 1988; Petraitis, Dudgeon, 2005). Цікаве з цих позицій вчення про амфіценози. Розвиваючи поняття А. Л. Бельгарда про амфіценози, С. В. Чернишенко (2005) зазначає, що такими є рослинні угруповання, котрі втрачають свою суворо витриману ценоморфічну структуру і являють

собою проміжний стан, коли спостерігається співіснування видів, які належать до різних типів рослинності. Автор також наголошує на можливості переходу амфіценозу в один із потенційно представлених у ньому моноценоз за умови, коли один з ценоморфних елементів прогресує, а інший регресує.

Зазначаючи наявність в межах однієї сукцесії як дивергентних, так і конвергентних процесів, В. І. Василевич (1983) пропонує виділяти не сукцесійні ряди, а сукцесійні мережі.

Зважаючи на всі ці особливості, сукцесійні процеси на зрубках досить часто мають різний характер. Звідси і різноманіття теоретичних моделей, запропонованих для опису заростання зрубів (Холопова и др., 1975; Ермолова, 1981; Лазор, 1996; Парпан, 2003; Крышень, 2003, 2004; Чернишенко, 2006; Brown et al., 2006; Уланова, 2007; van Breugel, 2007; Peet, Christensen, 2008).

В. Н. Сукачовим розроблено й удосконалено класифікацію форм динаміки лісів і лісового покриву (Колесников, 1960), у межах якої науковець розрізняє: 1) коротко-відновні зміни (тривають протягом життя одного покоління головної породи, яка відновлюється на зрубі); 2) тривало-відновні (тривають протягом життя двох поколінь).

О. К. Ібрагімов (1978) розглядає сукцесію на зрубках як дигресивно-демутаційний процес, який охоплює два етапи: 1) нелісовий і 2) власне лісовий. На кожній стадії утворюються серії рослинних угруповань, які створюють особливе фітосередовище для лісоутворення. Це супроводжується збільшенням видового складу і кількості екобіоморф, заповнення нових екологічних ніш, збільшення кількості енергетичних рівнів. У процесі формування рослинних угруповань на зрубках і ускладненні їх фітоценотичної структури відбувається перехід видів-едифікаторів із однієї ніші в іншу аж до досягнення *ніші панування*. Перехід ролі едифікатора до різних життєвих форм, на думку автора, і зумовлює стадійність дигресивно-демутаційних змін.

Е. П. Смолоногов (1994) пропонує таку класифікацію лісотвірного процесу: 1) прогресивний (характеризується зростанням едифікаторної ролі деревних порід) і 2) регресивний (позначений зменшенням сприятливості ґрунтових умов для зростання деревної рослинності).

Л. І. Корконосова (1968) виділяє три головні періоди динаміки

рослинного покриву на зрубках: 1) руйнування попереднього покриву і початок формування нового; 2) продовження формування і виявлення едифікаторної ролі нового покриву; 3) поступова зміна фітоценозу зрубу на лісовий. Головну роль автор відводить рослинам, які вийшли з-під шатра лісу. Цю ж думку поділяють і В. В. Горшков зі співавторами (1999).

А. К. Малиновський (2002) виділяє лінійні і дивергентні серії. Лінійні автор поділяє на: 1) лінійні; 2) лінійні з розвитком дивергентних ознак; 3) лінійні з розвитком дивергентних і конвергентних ознак, а дивергентні на: 1) дивергентні з розвитком лінійноконвергентних і лінійних ознак; 2) дивергентні з розвитком лінійних і дивергентних ознак.

М. Реїа-Claros (2003) аналізує три етапи перебігу вторинної сукцесії на зрубках: 1) нетривала фаза трав'яно-чагарникової рослинності; 2) етап піонерних деревних порід із коротким життєвим циклом; 3) етап довговічних тіневитривалих дерев.

Очевидна умовність наведених класифікацій, оскільки основою сукцесій на різних зрубках є різні механізми. Так, А. М. Кришень (2004) зазначає, що при описові процесів, які відбуваються на зрубі, можуть бути застосовані усі три моделі J. H. Connell і R. O. Slatyer. Модель колонізації описана Berkowitz A. R. зі співавторами (1995) для дрібнолистяних лісів. Модель толерантності висвітлена у статті K. Taverna зі співавторами (2005) для широколистяних лісів. Модель конкуренції розглядається М. А. Davis зі співавторами (2005) для широколистяних лісів. М. G. Turner та інші (1998) інтегрують у своїй праці усі три моделі для листяних лісів, X. Y. Zhuang і R. T. Corlett (1997) – для високогірних вічнозелених лісів, C. S. Brown та інші (2006) – для лісів, які зростають в екстремальних умовах. R. K. Peet і N. L. Christensen (1988) запропонували чотиристадійну модель сукцесії, яка також містить елементи всіх трьох вищезазначених моделей.

Отже, аналіз літературних джерел щодо особливостей перебігу сукцесії на зрубках свідчить, що це питання залишається дискусійним і потребує глибшого вивчення.

РОЗДІЛ 4. ПРИРОДНІ ПЕРЕДУМОВИ ФОРМУВАННЯ БУКОВИХ ЛІСІВ НА ТЕРИТОРІЇ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ

Фізико-географічна характеристика території

Північна Буковина охоплює невелику територію. Її площа сягає 8,1 тис. км², що становить лише 1,3 % від загальної території України (Регіональна доповідь..., 2018). Проте тут склалися унікальні ландшафтно-екологічні умови, які демонструють стрімкий перехід від гірського до рівнинного рельєфу. Існує чимало підходів до фізико-географічного районування цієї території, однак за їх основу взято чіткий поділ на три частини (Геренчук, 1978; Жупанський та ін., 1999; Воропай, 2004; Коржик та ін., 2015):

1) Прут-Дністровське межиріччя, розташоване між руслами рік Прут і Дністер, що являє собою лісостепову рівнину з середньою абсолютною висотою близько 230 м н. р. м.;

2) Прут-Сіретське межиріччя – середня передгірна частина Чернівецької області між руслами рік Прут і Сірет з висотою майже 350 м н. р. м.;

3) Буковинські Карпати – гірська частина області з середньою висотою близько 900 м н. р. м.

Територія нашого дослідження охоплює дві фізико-географічні області (Воропай, 2004): Прут-Сіретську, представлену Герцаївським терасово-горбистим лісостеповим районом, та Прут-Дністровську, представлену Хотинським височинним горбисто-грядовим лісовим районом.

Герцаївський терасово-горбистий лісостеповий район розташовується на правобережних терасах долини р. Прут на південному сході Буковинського Передкарпаття. За розташуванням ця територія фактично збігається з адміністративним Герцаївським районом і обмежується на півночі руслом Пруту, на сході – державним кордоном із Румунією, на півдні – доволі крутим схилом Тарашанської височини, а на заході – р. Дерелуй (Волуца, Чорней, 2003).

Рельєф району грядово-горбкуватий із розгалуженою мережею балок, ярів та річкових долин. Геоморфологічні

процеси сприяли формуванню лесоподібних суглинків на верхньотретинних та четвертинних пісковицях, вапняках і галечниках. Грунти переважно гумусовані: чорноземи опідзолені, темно-сірі, сірі та ясно-сірі. На схилах відмічаються інтенсивна ерозія та зсувні процеси. Разом з тим нахил схилових підвищень не перевищує 3–10 ° і рідко досягає 17–20 °. Середня висота над рівнем моря – 200–300 м (Геренчук, 1978; Польчина та ін., 2004; Смага, Казімір, 2013).

Клімат вологий, м'який, помірно континентальний. Середня температура січня становить - 4,9°C, липня – + 18,7°C. Сума активних температур складає 2700–2800 °. Річна норма опадів – 560–670 мм. Максимальна їх кількість припадає на червень–липень. Зими малосніжні, сніговий покрив нестійкий. Весна рання, але до середини травня можливі приморозки (Герцаївський район у цифрах, 2015).

За типом лісорослинних умов на території Герцаївського терасово-горбистого лісостепового району переважають свіжі і вологі груди, рідше трапляються вологі сугрудки. Ліси займають близько 10 % площі району. Переважають букові ліси, значні площі зайняті також дубовими та грабовими вторинного походження. У складі деревостанів переважають широколистяні породи: бук лісовий, дуб скельний, дуб звичайний, граб звичайний; у вигляді домішки – клен звичайний, клен-явір, клен польовий, ясен звичайний, липа серцелиста, рідше – береза бородавчаста, осика, груша звичайна, яблуня рання.

Шпилькові породи (ялиця біла та ялина європейська) трапляються тут з невеликою рясністю, частіше як домішка в букових лісах. Самостійні формації їх трапляються зрідка. Ялинові ліси в основному штучного походження. У лісокультурах використовуються модрина європейська, сосна звичайна, волоський горіх, тополя біла, ялина європейська, черешня, біла акація.

Підлісок виражений погано. У ньому ростуть ліщина звичайна, крушина ламка, бруслина борордавчаста, бруслина європейська, бузина чорна, калина звичайна, ожина, свидина, клен татарський, шипшина, глід колючий і однокотковий, дерен, клокичка, бирючина звичайна та інші.

У трав'яному покриві переважають неморальні елементи:

маренка запашна, яглиця звичайна, копитняк європейський, медунка темна, осока волосиста, цибуля ведмежа та інші. Мохового покриву майже немає. У зімкнутих букових насадженнях до його складу входять: *Eurhynchium striatum*, *Climacium dendroides*, *Mnium undulatum*, *Dicranum scoparium* та інші.

Хотинський район широколистянолісових ландшафтів грядових височин – один із найпідвищених природних районів у складі Прут-Дністровського межиріччя із діапазоном середніх висот 300–500 м н. р. м. На півночі район відмежований руслом ріки Дністер, на півдні – низькими терасами р. Прут. Територія сильно і глибоко розчленована верхів'ями річок-приток Пруту та Дністра. За тектонічною структурою район можна охарактеризувати як асиметричний горст з домінуванням ерозійно-зсувних схилів різної крутизни (Геренчук, 1978, Коржик та ін., 2018). Ґрунтовий покрив представлений переважно темно-сірими, сірими лісовими та ясно-сірими лісовими опідзоленими ґрунтами. Значно меншу частку складають чорноземи опідзолені та неглибокі, лучні та лучно-чорноземні, дернові, лучно-болотні та болотні ґрунти (Польчина та ін., 2004; Смага, Казімір, 2013).

Через складний рельєф і високий ступінь еродованості тут переважають урочища з малоприсадними для обробітку землями, і ця обставина певною мірою сприяла збереженню лісів на крутих схилах височини. Ліси і нині вкривають понад 56 % цієї височини, утворюючи великий майже суцільний масив (Геренчук, 1978, Коржик та ін., 2018).

Клімат помірно континентальний. Середня температура січня становить - 4,8°C, липня – + 19,2°C. Сума активних температур складає 2200–2800 °. Річна норма опадів – 600–614 мм. Максимальна їх кількість припадає на літні місяці. Висота снігового покриву досягає 17–25 см, але він нестійкий. (Хотинщина у цифрах, 2015). Короточасні морози змінюються тривалими відлигами. До середини травня можливі приморозки, які нищать молоде листя дуба та бука (Горохова, 1970).

На Хотинській височині зосереджені найбільші за площею лісові масиви в Прут-Дністровському межиріччі. Чисті та мішані букові ліси тут приурочені в основному, до розчленованого рельєфу і ростуть здебільшого в умовах свіжих грудів, рідше –

свіжих сугрудків. Вони вирізняються флористично багатим трав'яним покривом. Окремі осередки вкриті буковими пралісами (Коржик та ін., 2018).

У будові деревостану цих лісів беруть участь бук лісовий, граб звичайний, дуб звичайний, черешня, в'яз шорсткий, клен звичайний, береза бородавчата, осика, рідше – дуб скельний, клен польовий, клен-явір, берека, ясен звичайний, липа серцелиста. Підлісок зазвичай не виражений. Поодинокі та розсіяно в ньому трапляються ліщина звичайна, бруслина європейська, бруслина бородавчата, свидина кров'яна, жимолость пухнаста, ожина шорстка, рідше бузина чорна, вовчі ягоди звичайні, калина-городовина, клокичка периста. Трав'яний покрив букових лісів не скрізь добре розвинений, часом трапляються ліси, у яких трав'яний покрив дуже рідкий або його майже немає, а ґрунт вкритий потужним шаром мертвої підстилки.

У межах Буковинських Карпат чисті бучини відсутні. Букові формації тут представлені у складі змішаних лісів зі шпильковими породами: свіжих і вологих грабово-ялицевих, ялицевих і ялиново-ялицевих бучин, а також вологих грабово-ялицевих субучин. Тому наші дослідження їх не охоплювали.

Опис дослідних ділянок

В. Шафер (1956) відносить *F. sylvatica* до видів, яким притаманний суцільний природний ареал із острівними місцезростаннями. Він зазначає, що західні види, до яких належить *F. sylvatica* мають такі острови на східних межах своїх ареалів. Головна особливість цих ареалів – постійність їх центральної частини, натомість межі – змінні. Зазвичай, враховуючи очевидну належність ізольованих острівних місцезростань до даного ареалу, такий ареал прийнято вважати суцільним. Однак бук належить до видів зі слабкою міграційною здатністю (Мальцев 1980, Тышкевич, 1984), тому його ареал В. Шафер класифікує як розірваний.

Згідно з районуванням П.І. Молоткова, в межах Чернівецької адміністративної області можна виділити три зони поширення бука (рис. 36) – суцільного, острівного та поодинокі зростання *F. sylvatica* (Попадинець, 2002).

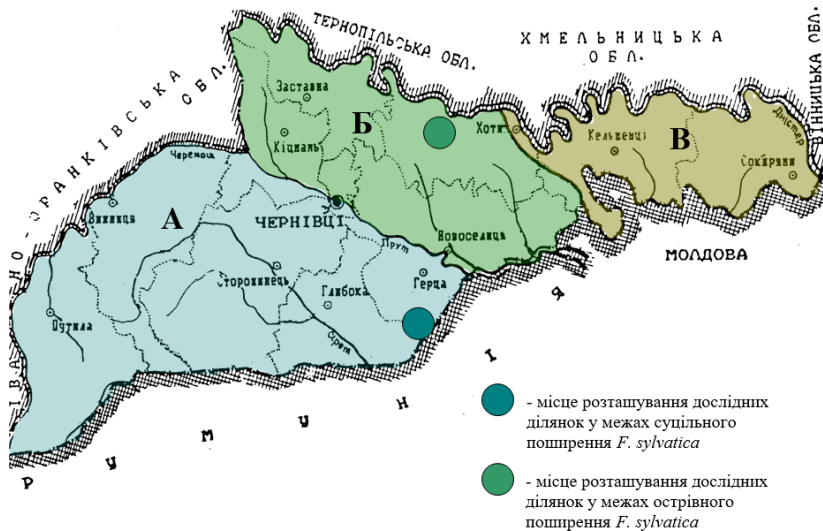


Рис. 36. Фізико-географічне та геоботанічне розташування дослідних ділянок: А – територія суцільного поширення *F. sylvatica*; Б – територія острівного поширення *F. sylvatica*; В – територія поодинокого зростання *F. sylvatica*

Для вивчення сукцесійних процесів і динаміки природного відновлення *F. sylvatica* на зрубках ми відібрали ділянки площею 50×50 м віком від 1 до 8 років, а також контрольну ділянку в межах зрілого лісу. Близьке розташування зрубів виключило вплив на них мезокліматичних і мезоедафічних розбіжностей.

Контрольна ділянка в межах зрілого лісу на території СПБ являє собою відносно рівномірно зімкнутий деревостан із сильно вираженим домінуванням бука лісового із незначними домішками граба звичайного, дуба скельного, явора та клена польового. Підлісок як ярус виражений дуже слабо і представлений в основному підростом формуючих деревних порід заввишки 2–5 м та поодинокими кущами свидини кров'яної. Трав'яний покрив розріджений, нерівномірного складу з невисоким проєктивним покриттям. Його видовий склад відрізняється значним різноманіттям і переважанням видів неморального комплексу (маренка запашна, медунка темна, осоки лісова та пальчаста). Добре виражений шар підстилки – 5–

15 см. Грунт – сірий лісовий. Рельєф слабо погорбований.

Свіжий зруб із **лісовим типом** відновлення рослинного покриву в межах СПБ являє собою ділянку із добре збереженим ґрунтовим покривом, подекуди вціліла і підстилка. Частково залишився неушкоджений підріст і трав'яний лісовий покрив. Поряд із видами, притаманними лісовим угрупованням, з'являється піонерна рослинність: кропива жалка, кульбаба лікарська, сідач конопляний, стенактіс однорічний. В угрупованні немає чітко виражених домінантів. Проективне покриття становить 75 %. Грунт – сірий лісовий. Ділянка розташована на схилі незначної крутизни.

Свіжий зруб із **лучним типом** відновлення рослинного покриву в межах СПБ характеризується значними ушкодженнями рослинного та ґрунтового покриву внаслідок трелювання деревини. Підстилка не збереглася, подекуди знесений і верхній шар ґрунту. Грунт сильно ущільнений. Підріст значно ушкоджений. Подекуди частково зберігся лісовий трав'яний покрив. Панівне положення посідають види-піонери – гравілат міський, грицики звичайні, жовтець їдкий, іван-чай вузьколистий, кропива дводомна, кульбаба лікарська, лобода біла, лопух павутинистий, льонок звичайний, міцеліс стінний, підбіл звичайний, подорожник великий, сідач конопляний, стенактіс однорічний тощо. Проективне покриття становить приблизно 75 %. Грунт – сірий лісовий. Рельєф рівнинний.

Зруби віком 2-6 років на території СПБ представлені угрупованнями, які перебувають на різних ініціальних етапах сукцесії, яка триває у двох напрямках: 1) відновлення лісових біоценозів; 2) формування рослинності, притаманної лучним біоценозам. Проективне покриття коливається від 75 до 90 %. Ґрунти – сірі лісові. Рельєф рівнинний або слабо погорбований.

Ділянок віком 2–4 роки із лучним типом відновлення не виявлено, тому перебіг сукцесії в цьому напрямку вивчався лише на зрубках віком 1 і 5–8 років.

Контрольна ділянка в межах зрілого лісу на території ОПБ являє собою відносно рівномірно зімкнений деревостан із домінуванням бука лісового. У складі деревостану наявні домішки граба звичайного, дуба звичайного, клена гостролистого, липи серцелистої. В одиничних екземплярах

трапляється смерека європейська. Підлісок як ярус виражений дуже слабо і представлений в основному підростом формуючих деревних порід заввишки 2–3 м та поодинокими кущами бузини чорної. Трав'яний покрив розріджений, нерівномірного складу з невисоким проєктивним покриттям. Його видовий склад відрізняється меншим різноманіттям. Тут переважають маренка запашна, копитняк європейський, папороті жіноча і чоловіча, медунка темна, осоки лісова та пальчаста. Шар підстилки не такий потужний, як у лісі із СПБ – 5–7 см. Грунт – сірий лісовий. Рельєф рівнинний, слабо погорбований.

Свіжий зруб у межах ОПБ характеризується меншим ушкодженням рослинного покриву порівняно із дослідженими свіжими зрубам на території СПБ. Грунтовий покрив залишився майже неушкодженим. Підстилка збереглася нерівномірно. Частково зберігся лісова трав'яний покрив, однак панівне становище посідають види-піонери – сідач конопляний, стенактіс однорічний, зніт Ламі, а також жабрій гарний та елемент водно-болотної екологічно-ценотичної групи – ситник розлогий. Проєктивне покриття високе 75–85 %. Грунт – сірий лісовий. Місцями виявлене надмірне зволоження ґрунту. Рельєф рівнинний.

Зруби віком 2–3 роки в межах ОПБ являють собою ділянки із добре збереженим ґрунтовим покривом, подекуди збереглась і підстилка. Частково неушкоджений підріст та трав'яний лісовий покрив. Поряд із видами, притаманними лісовим угрупованням, зростають піонерні та ремонтні флористичні елементи: кропива жалка, кульбаба лікарська, сідач конопляний, стенактіс однорічний. В угрупованнях немає чітко виражених домінантів. Проєктивне покриття складає 75%. Ґрунти – сірі лісові. Ділянка розташована на рівнинній території. Спостерігається незначне заболочення зрубів.

Зруби віком 4–5 років на території ОПБ характеризуються високим проєктивним покриттям (75–90 %), вичленуванням зі складу угруповання ярусу чагарників. Підріст сягає 2–4 м, проте рідкий. На зрубках панівне положення займають ожина сиза, малина і осока пальчаста, субдомінанти – маренка запашна, іванчай вузьколистий, безщитник жіночий та розрив-трава звичайна. Ґрунти – сірі лісові. Рельєф ділянок рівнинний.

РОЗДІЛ 5. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ

Динаміка біологічного різноманіття – визначальний конструктивний чинник у процесі відновних сукцесійних змін. У сучасній науковій літературі БР розглядається, з одного боку, як прояв структурованості біоти (Андреев, 2002; Pommerening, 2002; Allen et al., 2003; Ибрагимов, 2004; Laishangbam, Dinesh, 2005; Петрова, 2007; Шеляг-Сосонко, 2008; Ситник, 2012 та ін.), з іншого – як детермінант функціонування екологічних систем (Loreau et al., 2001; Букварева, Алещенко, 2005; Hector et al., 2007; Goudard, Loreau, 2008; Schulze, Mooney, 2012; Царик, 2013; Schweiger et al., 2018; Thomsen et al., 2019; Guerra et al., 2020 та ін.). Низка науковців (Букварева, Алещенко, 1997; Емельянов, 1992, 1999, 2001; Ємельянов, 1994; Протасов, 2002) у розрізі диверсикологічних досліджень аналізують явище БР як характеристику структурно-функціональної організації екосистем. Неоднозначність його трактування зумовлена міждисциплінарністю, різноаспектністю, багатокomпонентністю та ієрархічністю цього поняття.

Екосистемне різноманіття розглядають (Протасов, 2002) як елемент БР, який утворюється внаслідок перекриття областей біотичного та середовищного різноманіття. Отже, системний аналіз на цьому ієрархічному рівні передбачає дослідження характеристик двох основних підсистем: біотичного угруповання та комплексу абіотичних факторів (Емельянов, 1999; Ємельянов, 1994).

Усе розмаїття параметрів дослідження різноманіття біотичного компонента на екосистемному рівні можна звести до трьох основних напрямків: 1) видове різноманіття; 2) таксономічне різноманіття; 3) структурне різноманіття.

Узагальнюючи існуючі підходи до комплексного дослідження БР (Tilman, Pacala 1993; Оценка..., 2000; Stirling, Wilsey, 2001; Лебедева, Криволуцкий, 2002; Протасов, 2002; Смирнова и др., 2002; Petchey, Gaston, 2002; Павлинов, Россолимо, 2004; Magurran, 2004; Norman et al., 2005) і враховуючи результати власних досліджень, ми розробили алгоритм-схему ієрархічно-різнорівневого аналізу біогеоценотичного різноманіття (рис. 37), за основу якого взято вид як базову одиницю обліку.

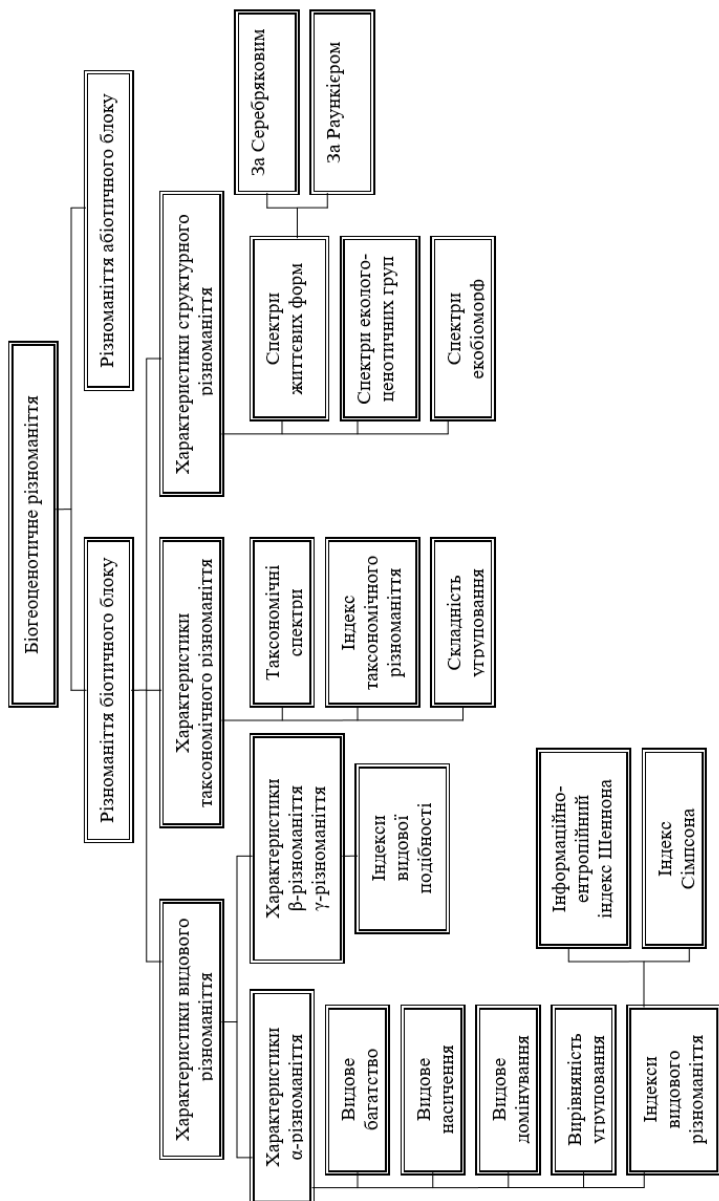


Рис. 37. Алгоритм-схема ієрархічного різноманітневого аналізу біогеоценотичного різноманіття

Методи дослідження біогеоценотичного різноманіття

Згідно представленої схеми ієрархічного різнорівневого аналізу у межах біогеоценотичного різноманіття ми пропонуємо аналізувати його біотичну й абіотичну компоненти (рис. 37). Матеріалами таких досліджень слугують інвентаризаційні списки флори судинних рослин, складені на основі зібраного гербарного матеріалу та геоботанічних описів, складених маршрутним методом.

В широкому розумінні поняття біорізноманіття охоплює велику кількість різних параметрів, є багатограним і важко піддається математичному опису. В біоценотичних дослідженнях неодноразово робилися спроби описати якісні ознаки кількісно у співрозмірних величинах (Уиттекер, 1980; Разумовский, 1981; Василевич, 1992; Лебедева, Криволицкий, 2002). Для вимірювання видового різноманіття запропоновано цілу низку моделей та індексів (Емельянов, 1999; Протасов, 2002; Magurran, 2004; Hill et al., 2005; Supriatna, 2018).

Відомо, що рослинний покрив є складною, багаторівневою системою (Кагало, 2003), у зв'язку з чим біологічне різноманіття рослинних угруповань та їх комплексів оцінюється на різних рівнях організації живого. Враховуючи рівневі особливості видового різноманіття, Р. Уиттекер (1980) запропонував розрізняти α -, β - та γ -різноманіття. Ця класифікація набула широкої популярності у фітоценотичних дослідженнях як закордонних, так і вітчизняних науковців. Встановлено, що α -різноманіття характеризує видове багатство всередині окремих угруповань; β -різноманіття – між різними угрупованнями; γ -різноманіття – в межах окремої ландшафтної одиниці. Крюгером і Тейлором до цієї класифікації було додано поняття Δ -різноманіття для визначення біологічного різноманіття географічних регіонів (Лебедева, Криволицкий, 2002).

Досить часто дослідники обмежуються прямим підрахунком видів флористичних та/або фауністичних списків певної місцевості (Вальтер, 1982; Гончаренко, 2001; Ткаченко та ін., 2003; Леонова, 2006). Проте, незважаючи на безперечну інформативність, цей показник не характеризує БР, а є лише

одним із параметрів його комплексного вивчення. У цьому разі доцільніше використовувати для його позначення термін *багатство видів* (species richness).

Термін багатство видів іноді (Уиттекер, 1980; Василевич, 1992; Леонова, 2006) вживається щодо кількості видів, співвіднесених до одиниці площі. На нашу думку, термін *видова насиченість* (species saturation) (Шмидт, 1980; Горчаковский, Демченко, 2002; Парфенова и др., 2004) вдаліше відображає актуальну ємність середовища.

Аналізуючи широко вживані способи оцінювання БР, Е. Мегарран (Magurran, 2004) виділяє такі, що враховують кількість видів та їх відносну рясність. Серед них особливої популярності набули індекси видового різноманіття Шеннона та Сімпсона. Перший базується на інформаційно-ентропійній формулі, запропонованій К. Шенноном (Шеннон, 1963) для визначення кількості інформації як міри зменшення ентропії. Саме з концепцією інформаційного змісту цього індексу й пов'язані його переваги (Протасов, 2002). Окрім цього, він помірно чутливий до розміру вибірки та допомагає оцінити як багатство, так і ступінь кількісної участі видів в угрупованні. Незважаючи на відмінності в трактуванні різними науковцями екологічної суті зазначеного показника, індекс Шеннона визнано одним із найрепрезентативніших і успішно використовується у вітчизняних і зарубіжних екологічних дослідженнях БР.

Індекс видового різноманіття Сімпсона описує вірогідність належності до різних видів будь-яких двох особин, відібраних з угруповання невизначеного розміру (Лебедева, Криволуцкий, 2002). Часто даний показник застосовується у комплексі із індексом видового домінування Сімпсона, відомого також як індекс *вірогідності міжвидових зустрічей*, який виявляє чутливість до наявності у вибірці найрясніших видів, але слабко залежить від видового багатства.

Використання індексів видового різноманіття та домінування без урахування *вирівняності* (evenness), або так званої *рівномірності розподілу* (equitability) рясності видів не дають цілісного уявлення про стан дослідних угруповань. Висока вирівняність еквівалентна високому різноманіттю і може бути обчислена за індексом видової вирівняності Пієлу на основі формули Шеннона (Жук, Костишин, 2007).

Отже, видове різноманіття доцільно аналізувати на трьох ієрархічних рівнях. Альфа-різноманіття оцінюють на основі видового багатства, індексів видової насиченості, видового різноманіття, домінування і вирівняності. Зважаючи на наявні тенденції у виборі та використанні показників і мір видового різноманіття, ми обрали найінформативніші та найзручніші (табл. 6). Видове багатство визначається як сумарна кількість видів, присутніх у складі рослинного угруповання на дослідній території.

Таблиця 6

Показники, за якими оцінюється α -різноманіття

Показник	Формула, за якою обчислюється
Індекс видової насиченості	$D = \frac{S}{\lg A},$ де D – індекс видової насиченості; S – кількість видів в описі на ділянці стандартного розміру; A – площа облікової ділянки
Індекс видового різноманіття Шеннона	$H_i = -\sum_1^i P_i \ln P_i,$ де P_i – імовірність внеску кожного виду
Індекс домінування Сімпсона	$C = \sum (n_i / N)^2,$ де n_i – оцінка значущості кожного виду, N – сума оцінок значущості
Індекс видового різноманіття Сімпсона	$1 - \sum (n_i / N)^2,$ де n_i – оцінка значущості кожного виду, N – сума оцінок значущості
Індекс вирівняності Пієлу	$e = H_i / \ln S,$ де H_i – індекс Шеннона, S – кількість видів

При дослідженні відновлення рослинного покриву на суцільних зрубках важливе співставлення між собою угруповань неушкодженого лісу та зрубів різного віку. Порівняльний аналіз флор ділянок, розмежованих у просторі, проводиться в межах β -різноманіття. Зазвичай, критерієм відбору для оцінки β -різноманіття слугують гетерогенні об'єкти в межах певної території чи градієнта екологічного фактору (Дідух, 1999). Іншими словами, цей показник

прийнято використовувати в дослідженнях просторового континууму (Самбук, 1980; Шмидт, 1980; Inoue, 1988; Loreau, 2000; Peet et al., 2001; Горчаковский, Демченко, 2002; Loreau et al., 2003; Laishangbam, 2005). Для порівняння окремих етапів часового континууму, зокрема сукцесійних стадій, Б. М. Міркін та С. І. Миронова (1999) застосовують γ -різноманіття.

В. І. Василевич (1992) рекомендує не виділяти γ -різноманіття як окремий тип, оскільки принципових відмінностей між ним і β -різноманіттям немає. Окрім цього, автор звертає увагу на однакову точність оцінки зміни різноманіття уздовж просторового градієнта методом напівзмін і зміни різноманіття однієї пробної ділянки в часі. Отже, показники визначення β -різноманіття придатні для дослідження сукцесійних змін рослинних угруповань.

Найбільш простим методом вимірювання β -різноманіття для двох ділянок є розрахування коефіцієнтів або індексів подібності (табл. 7) на основі переліків видів, які можуть бути представлені як скінченні множини, елементами яких є види, що їх представляють (Смирнова і др., 2002). Чим менше спільних видів в порівнюваних угрупованнях, тим вищим є β -різноманіття. У фіто- та зооценологічних працях для подібних розрахунків запропоновано велику кількість індексів подібності (Миркин, Миронова, 1999; Лебедева, Криволицкий, 2002; Протасов, 2002; Жук, Костишин, 2007).

Таблиця 7

Індекси видової подібності, за якими оцінювали β -різноманіття (Песенко, 1982 з доповненнями)

Автор	Формула
Індекси видової подібності, які враховують позитивні збіги	
Браун – Бланке, 1932	$I_B = \frac{a}{a+b}, b \geq c$
Шимкевич, 1926 Сімпсон, 1943	$I_{s\&s} = \frac{a}{a+c}, b \geq c$
Кульчинський (1), 1927	$I_{K2} = \frac{a}{b+c}$
Сьоренсен, 1948	$I_S = \frac{2a}{b+c}$
Жаккар, 1901	$I_{ja} = \frac{a}{b+c} \times 100$

Автор	Формула
Індекси видової подібності, які враховують позитивні збіги	
Нордхаген, 1928	$I_N = \frac{a}{a+b+c}$
Еленберг, 1956	$I_{el} = \frac{a+100}{a+b+c}$
Сокал, Сніт, 1963	$I_{ss} = \frac{a}{2(a+b+c)-a}$
Чекановський, 1900 Сьоренсен, 1948	$I_{cs} = \frac{2a}{(a+b)+(a+c)}$
Кульчинський (2), 1927	$I_{k1} = \frac{a}{2} \left(\frac{1}{a+b} + \frac{1}{a+c} \right)$
Охайя, 1957 Баркман, 1958	$I_{OB} = \frac{a}{\sqrt{(a+b)(a+c)}}$
Індекси видової подібності, які враховують негативні збіги	
Сокал, Майченер, 1958	$I_{SM} = \frac{a+d}{a+b+c+d}$
Бароні-Урбані, Бюссер, 1976	$I_{BB1} = \frac{\sqrt{ad} + a}{\sqrt{ad} + a + b + c}$
Індекси видової розбіжності	
Екман, 1940	$I_{Ekm} = \frac{b+c}{a}$

Примітка: а – кількість загальних для обох списків видів, b – кількість видів, наявних лише у першому списку, с – кількість видів, наявних лише у другому списку, d – кількість видів, відсутніх у списках b і с, проте наявних у інших списках

Для аналізу БР на таксономічному рівні будують таксономічні спектри дослідних ділянок, а також визначають індекси таксономічного різноманіття, рясності різних таксономічних рівнів за видами та складності рослинних угруповань, запропонованих І. Г. Ємельяновим (1999).

Індекс таксономічного різноманіття обчислюють за формулою:

$$H_i = - \sum_1^N P_i \ln P_i, \quad P_i = \frac{n_i}{N_i},$$

де P_i – імовірність внеску кожного таксона в угруповання;
 n_i – кількість видів відповідного таксона в даному угрупованні;
 N_i – загальна кількість таксонів.

Складність рослинних угруповань знаходять за формулою:

$$C = (H_t \frac{1}{N} \sum_1^N H_i)^n,$$

де H_t – індекс таксономічного різноманіття;

H_i – видова яскравість різних таксономічних рівнів.

У межах структурного різноманіття доцільно визначати життєві форми наявних на дослідних ділянках рослин за І. Г. Серебряковим (196) та К. Раункієром (Григора, Соломаха, 2000); належність до еколого-ценотичних груп – за Л. Б. Заугольновою (Смирнов, 2007); екобіоморфи – за Я. П. Дідухом і П. Г. Плютою (1994) на основі фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова (1983).

Дослідженню різноманіття абіотичного компонента екологічних систем присвячено значно менше праць, порівняно з вивченням проблем біорізноманіття. Як правило, це теоретичні огляди (Казенс, 1982; Спурр, Барнес, 1984; Номоконов, 1989; Розенберг и др., 1994; Савельєв, 2004), однак прикладні аспекти висвітлені недостатньо.

П. Жаккаром сформульовані два фітоценотичні принципи (Екологический энциклопедический словарь, 1989), згідно з якими: 1) видове багатство території пропорційне різноманіттю екологічних умов; 2) екологічне різноманіття знижується зі збільшенням одноманітності умов біотопу, за винятком залежності від екстремальних показників температури, аридності або концентрації солей. Вони перегукуються із законом екологічного різноманіття А. Тінемана: чим різноманітніші умови існування, тим більша кількість видів у даному біоценозі.

Р Уїттекер, розглядаючи взаємозв'язок біорізноманіття з мінливістю факторів середовища, дійшов висновку (Уїттекер, 1980), що різноманіття вище там, де умови стабільніші протягом року і більш тривалих термінів. Проте Ю. Одум (1975) описує явище зменшення біорізноманіття в однорідному середовищі за рахунок підвищення конкуренції.

Найгрунтовніше проблема взаємозв'язку біологічного й абіотичного різноманіття висвітлена в працях І. Г. Ємельянова (1992, 1994, 1999, 2001). Ним сформульовано принцип альтернативного різноманіття, згідно з яким різноманіття біосистем, якщо не на всіх,

то принаймні на одному з ієрархічних рівнів підсистем змінюватиметься альтернативно (Емельянов, 1992). Згодом О. А. Протасов порушує проблему оцінки різноманіття абіотичних факторів (Протасов, 2002). Однак досі немає комплексного підходу до аналізу різноманіття в обох блоках екосистеми.

Уже на етапі пошуку методичного підходу до визначення параметрів різноманіття абіотичного компонента екосистеми постає чимало проблем. По-перше, виникає необхідність виділити найбільш вагомні екологічні фактори, які потрібно враховувати під час аналізу різноманіття абіотичного компонента екосистеми. Провідна роль у сукцесійних процесах, які відбуваються на зрубах у перші роки після порушення цілісності екосистеми, належить фітоценозу. Тому доцільно з усієї розмаїтості абіотичних чинників обирати такі, які найбільше впливають на рослинний покрив. Д. М. Циганов (1983) серед таких називає загальний терморежим, континентальність, вологість і морозність клімату; зволоження, загальний сольовий режим і кислотність ґрунтів, змінність їх зволоження та багатство на нітроген, а також освітленість місцезростання.

По-друге, постає проблема зведення різнорозмірних показників екологічних факторів до єдиної одиниці вимірювання. Зазвичай такою інтегрувальною мірою є відсотки, однак це також має недоліки. Відсоток відображає частку чого-небудь відносно цілого, і часто виникають труднощі з визначенням еталонного показника, який можна було б умовно взяти за 100 %. Тому доцільніше і показовіше використання бальної системи екологічних фітоіндикаційних шкал. Зручність їх використання підтверджується ще й тим, що за основу побудови взято відношення окремих видів рослин до режимів розглянутих вище провідних для рослинності абіотичних чинників. Використання цих шкал дає можливість бальної уніфікації розмірностей вираження кліматичних та едафічних екологічних факторів. Окрім того, В. П. Селедець (2000) акцентує увагу на зручності математичних маніпуляцій з оцінками такого типу. Вони залишаються якісними, не перетворюючись на кількісні внаслідок математичних дій над ними. Ці особливості зумовлюють зручність використання екологічних шкал Циганова для аналізу різноманіття абіотичного блоку.

По-третє, головна увага в таких дослідженнях приділяється просторовому континууму (Василевич, 1974; Галанин, 1991; Дідух, Плюта, 1991; Дидух, Плюта, 1991; Савельєв, 2004), однак ми маємо справу з континуумом часовим. Результатом інструментального вимірювання параметрів абіотичного компонента екосистеми є статична величина, яка відображає стан довкілля в конкретний період часу. Фіксуючи зміни середовища вздовж просторового градієнта в одні терміни, можна уникнути сезонних і річних розбіжностей. Такий підхід до визначення довготривалих процесів недоцільний, оскільки випадкові дискретні вимірювання параметрів середовища дають хибне уявлення про їхню динаміку в часі. Використовуючи екологічні шкали, ми констатуємо не конкретне значення фактору в певний момент часу, а маємо справу з угрупованнями, які формувалися на даній території протягом тривалого періоду.

По-четверте, оскільки природа абіотичного та біотичного компонентів екосистеми якісно різна, виникають труднощі з оцінкою їх співвідношення та взаємодії. Особливо проблематичний пошук підходів і методів визначення різноманітності абіотичних факторів. О. А. Протасов (2002) наводить лише деякі з аспектів вираження різноманіття абіотичних умов. Серед них часова варіабельність або стабільність, кількість і співвідношення розмірів місцеіснування та меж між ними, різноманіття часових циклічних процесів, різноманіття та сила дії факторів довкілля тощо. І. Г. Ємельянов (1999), аналізуючи наявні нині методи, зазначає, що аналіз різноманіття в абіотичному блоці проводиться лише на якісному рівні, без виявлення кількісних аспектів зміни різноманіття абіотичних компонентів.

Отже, для забезпечення коректності порівняння різноманіття в абіотичній та біотичній підсистемах екосистем виникає необхідність використання універсального показника. І. Г. Ємельянов (1992, 1994, 1999) пропонує застосовувати інформаційно-ентропійний індекс Шеннона:

$$H = \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i,$$

де P_i – частка i -го виду в угрупованні, S – кількість видів.

Вибір показника автор аргументує тим, що він відображає ступінь функціональної єдності компонентів біосистеми, яка забезпечує їх нормальне існування за конкретних умов довкілля (Протасов, 2002). Використанню індексу Шеннона в дослідженні біологічного різноманіття присвячено чимало праць вітчизняних і зарубіжних науковців (Stirling et al., 2001; Андреев, 2002; Лебедева, Криволицкий, 2002; Pommerening, 2002; Зырянова и др., 2004; Magurran, 2004 та ін.), однак універсальної методики застосування інформаційно-ентропійної формули для визначення різноманіття абіотичного компонента екосистеми досі немає.

З урахуванням вищезазначеного нами запропоновано власний методологічний підхід до аналізу різноманіття абіотичного блоку з використанням інформаційно-ентропійної формули Шеннона на основі фітоіндикаційних екологічних шкал Циганова. При цьому нами взято до уваги, що важливою математичною особливістю ентропійної формули є адитивність (Левич, 1980; Крамаренко, 2005). Ця її властивість дає змогу на основі розрахунку індексів різноманіття кожного окремого абіотичного фактору визначити інтегральний показник різноманіття абіотичного блоку.

Отже, першим кроком у визначенні різноманіття абіотичного компонента екосистеми є зазначення відповідного діапазону балів шкали Циганова за кожним із досліджених факторів для кожного виду з таблиць геоботанічних описів. Далі враховуємо всі можливі варіанти значень діапазону n_i ($i = \text{мін бал діапазону}, \dots, \text{макс бал діапазону}$), знаходячи загальну суму балів усіх видів угруповання за кожним окремим фактором $\sum n_i = N$. Різноманіття цього фактору (H) визначаємо за формулою Шеннона, де частка i -го бала в сукупній кількості балів угруповання складає:

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

Інтегральний показник різноманіття абіотичного блоку даного угруповання обчислюємо як сукупність значень різноманіття усіх факторів:

$$H_{\text{альтернативне}} = H + \sum \frac{n_i}{N} H_i$$

Методи фітоіндикації екоотопів за допомогою екологічних шкал

Екологічний підхід до вивчення процесів, які відбуваються внаслідок порушення цілісності лісових біогеоценозів, передбачає синергічне вивчення параметрів біотичної і абіотичної компонент, між якими наявні тісний взаємозв'язок і взаємозумовленість. Зміна будь-якого фактора може вплинути на взаємовідношення між елементами системи, аж до появи чи зникнення певних елементів, що призводить до зміни екосистеми в часі та неоднорідності її в просторі (Дідух, Плюта, 1991).

Дослідженню характеристик абіотичного середовища лісів у цілому та зрубів зокрема в контексті взаємозв'язку з рослинністю присвячено багато праць вітчизняних і зарубіжних лісівників, біологів, ґрунтознавців (Казенс, 1982; Дідух, Плюта, 1992; Грицан, 2001; Балалаев, Іванько, 2002; Коба, 2005; Лысенко, 2007; Олійник, 2011; Сірук, Турко, 2013; van der Sande et al., 2017; Siebers et al., 2018 та ін.). Як правило, параметри абіотичного середовища вимірюються прямими методами, які з багатьох причин недосконалі. Насамперед, прямі спостереження незручні, трудомісткі й технічно складні. По-друге, дискретні виміри не дають цілісного образу динаміки того чи іншого фактору у часі, а стаціонарні обмежують територію вимірювань. По-третє, має місце суб'єктивність інтерпретації результатів вимірювань, оскільки не враховується фактор реагування внутрішніх процесів угруповання на сукупну та роздільну дію окремих чинників.

Проведені нами (Костишин, Жук, 2006) прямі вимірювання окремих едафічних факторів (кислотність і вологість ґрунтів, вміст гумусу, нітрогену та фосфору) виявилися малоінформативними і викликали труднощі в інтерпретації.

Через ці та інші труднощі у вивченні екологічних режимів біогеоценозів доцільніше використовувати непрямі методи оцінки (рис. 38). Безперечною перевагою останніх, зокрема фітоіндикації, за Я. П. Дідухом і П. Г. Плютою (1990), є те, що вона допомагає простежити всю різноманітність динаміки і комбінації екологічних режимів окремих фітоценозів за зміною рослинності. Фітоіндикація базується на відображенні взаємозв'язків як окремих компонентів біогеоценозів, так і зовнішніх екологічних факторів з рослинним покривом.

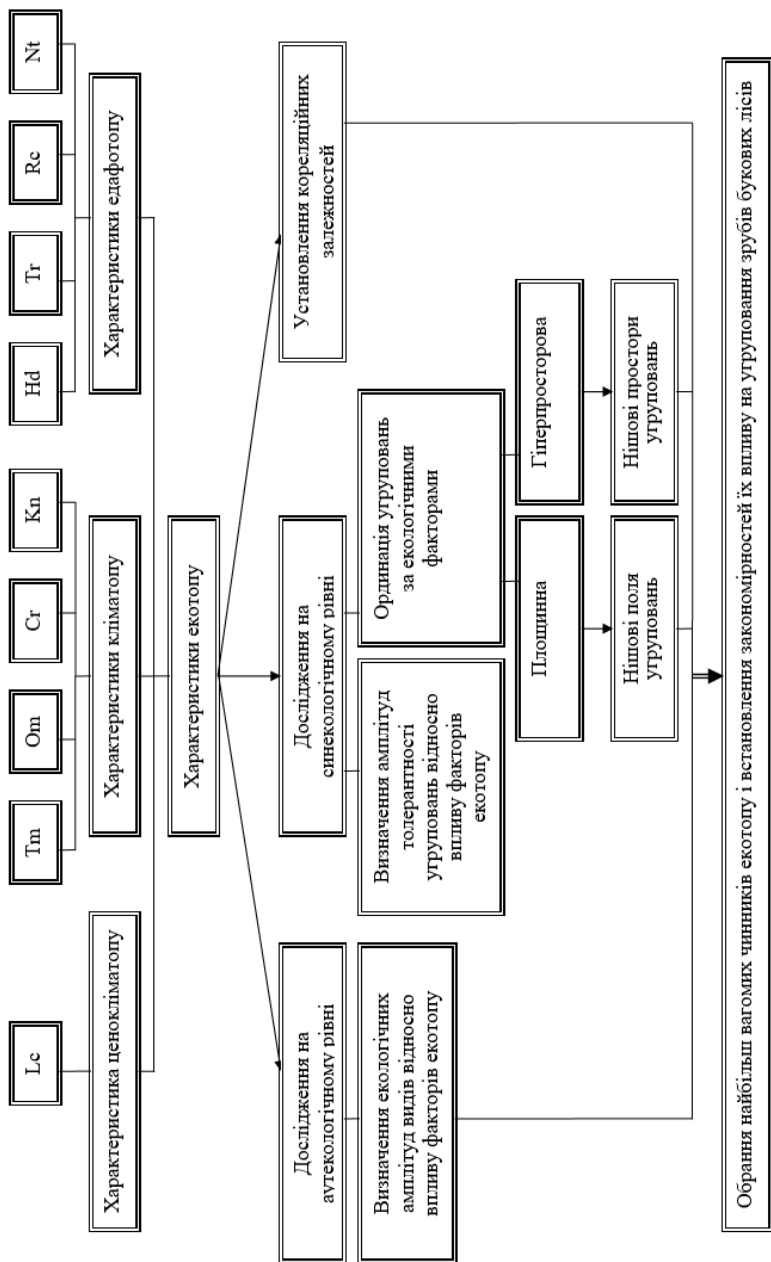


Рис. 38. Алгоритм-схема екологічної оцінки екоотопів зрубів

Автотрофний блок – один із ключових компонентів екосистеми, який досить чутливо реагує на зміну екологічних факторів (Дідух, Плюта, 1991; Дідух, 2012). Це й дає змогу використовувати його як індикатор умов середовища.

Нині в подібних екологічних дослідженнях дедалі більшої популярності набуває метод фітоіндикаційних шкал (Дідух та ін., 1998; Селедец, 2000; Гончаренко, 2002; Ткаченко та ін., 2003; Peet et al., 2003; Лысенко, 2007; Potapenko et al., 2019). У попередньому підрозділі ми проаналізували зручність його використання у розрахунку показника різноманіття абіотичних факторів. Проте варто детальніше зупинитися на перевагах використання екологічних шкал у цілому і шкал Д. М. Циганова, зокрема в діагностуванні динамічних процесів, які відбуваються в екотопі протягом відновної сукцесії на суцільних зрубках.

Як зазначає Д. М. Циганов (1983), єдине джерело уявлень про нечіткість і невизначеність зв'язків рослинності з умовами середовища – це нечіткість і розмитість наших уявлень про вимоги рослин до середовища і режимів окремих його факторів, з одного боку, і неекологічність наших оцінок параметрів і стану самого середовища – з іншого. Тому найперша і найбільша перевага цього методу те, що рослинність відображає середовище в природній шкалі, яка інтегрує в своїх показниках багатоманітність динаміки різних поєднань режимів окремих факторів. Натомість результати інструментальних спостережень і фізико-хімічні пояснення сутності геохімічних, гідрологічних та інших процесів не можуть бути чітко пов'язані зі станом і динамікою рослинності (Дідух, Плюта, 1991; Дідух, 2012).

На основі тривалих і широкомасштабних досліджень чимало науковців (Казанская, Утехин 1971; Дідух, Плюта, 1990; Дідух та ін., 1991; Плюта, 1992; Лисенко, 2007; Дідух, 2012 та ін.) підтверджують тісний кореляційний зв'язок між фітоіндикаційними даними та результатами прямих вимірювань параметрів фізичного середовища.

Фітоіндикаційні шкали не лише відображають вплив абіотичних факторів середовища на рослинність, але й є досить чутливими при характеристиці середовищевірної ролі рослинності.

Окрім вищезазначеного, накопичився досвід використання різних фітоіндикаційних шкал у дослідженні динаміки біогеоценозів (Дідух, Плюта, 1994; Дідух та ін., 1998; Селедец,

2000; Ткаченко, 2003; Ткаченко та ін., 2003). Враховуючи, що виявити напрямок і, особливо, ступінь екологічних зсувів у процесі сукцесії досить важко, шкали являють собою зручний інструмент для з'ясування причинно-наслідкових зв'язків (Самойлов, 1973). Зокрема, Г. М. Лисенко (2007) акцентує увагу на вагомості використання методів фітоіндикаційного аналізу під час оцінки екологічних режимів, які визначають формування відмінних типів рослинного покриву – лісового та лучного.

Найпопулярніші в геоботанічних дослідженнях європейської частини Росії екологічні шкали Л. Г. Раменського (Казанская, Утехин 1971; Самойлов, 1973, 1986; Габбасов, Саяхова, 1974; Селедец, 2000) та Д. М. Циганова (Цыганов, 1976, 1983; Дідух, Плюта, 1994), а також європейські шкали Г. Еленберга й Е. Ландольта, Зойомі, Жажицького, Франка та Клотца, Хундта і Клапа. Серед головних недоліків європейських шкал – їх точковість (Самойлов, 1973, Дідух, 2012). Вони характеризуються занадто вузькими амплітудами бальної оцінки, що не дає змоги сповна оцінити стан фітоценозу та індикуваного середовища. Шкала Раменського в основному використовується у фітоіндикації лук і пасовищ. Вона базується на побудованих Раменським екологічних рядах рослинності за градаціями екологічних факторів. Головний її недолік – велика амплітуда бальної оцінки. Перевага шкал Циганова перед шкалами Раменського – це менша кількість ступенів і охоплення більшої кількості прямо діючих факторів. Окрім цього, вона побудована для лісових угруповань і в ній представлена більша кількість лісових видів порівняно з іншими шкалами. На шкалах Д. М. Циганова базуються також уніфіковані шкали Я. П. Дідуха і П. Г. Плюти.

Отже, наша комплексна система передбачає проведення екологічної оцінки екотопів д на аутекологічному і синекологічному рівнях із використанням фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова.

При визначенні екологічних амплітуд видів відносно впливу факторів екотопу застосовують координатні фігури, наведені в «Екофлорі України» (2000).

Амплітуди толерантності угруповань відносно впливу чинників екотопу визначаються як усереднені діапазони величин амплітуд окремих видів у складі угруповання за кожним окремим фактором.

Екологічні поля та простори угруповань будують на основі результатів ординаційного аналізу (Утехин и др., 2000; Качалов, 2006) в площинній і гіперпросторовій системах координат екологічних факторів. Для уникнення впливу різної розмірності екологічних шкал на результати гіперпросторової ординації угруповань розраховують показник ступеня перекриття екологічних шкал, запропонований Я. П. Дідухом та П. Г. Плютою (1991). Обчислюється дана величина як відсоток різниці між максимальним і мінімальним балами в діапазоні градації для окремого рослинного угруповання від максимального для даної шкали бала.

Екологічні режими факторів екотопу визначають за формулою (Дідух, Плюта, 1991; Дідух, Плюта, 1994):

$$y = \frac{k_1x_1 + k_2x_2 + \dots + k_nx_n}{k_1 + k_2 + \dots + k_n},$$

де x_1, x_2, \dots, x_n – середина амплітуди толерантності кожного виду за даним фактором; n – кількість інформативних видів, наявних у описі; k – коефіцієнт рясності або проективного покриття виду.

На основі кореляційного аналізу (Лакин, 1990; Ивантер, Коросов, 1992) встановлюють характер і силу залежностей між окремими чинниками абіотичного середовища. Найвагоміші з них визначають методом головних компонент (Ефимов, Ковалева, 2007).

Методи визначення біотичних зв'язків між флористичними компонентами біогеоценозів

Формування та існування рослинних угруповань однаково залежить як від екологічних умов, так і від взаємовідносин між їх окремими флористичними компонентами (Джиллер, 1988; Мирошниченко, 1990; Callaway, 1997; Freckleton, Watkinson, 2001; Крышень, 2003; Крамаренко, 2005; Розенберг, 2005; Daufresne, Hedin, 2005; Gilbert, Lechowicz, 2004; 2005). Б. М. Міркін, Г. С. Розенберг і Л. Г. Наумова (1989) визначають інтерференцію – взаємовідносини між рослинами – як характеристику, що відрізняє фітоценоз від відкритих рослинних формацій. Внутрішньовидові та міжвидові взаємовпливи рослин зумовлюють видовий склад, кількісні співвідношення між видами та продуктивність угруповань.

Нині відомо багато класифікацій біотичних взаємовідносин, основаних переважно на механізмах взаємодії (Одум, 1975; Уиттекер, 1980; Разумовский, 1981; Злобин, 1989 та ін.). Проте жодна з них не дає змоги виявити, які з типів коакцій мають системотвірну роль у фітоценозі. В. І. Василевич зазначає (Василевич, 1983), що фізіологічні, механічні і біохімічні взаємовпливи відіграють в угрупованні менш суттєву роль, порівняно з конкурентними і середовищевірними, які, на його думку, і необхідно вважати головними системотвірними взаємовідносинами.

Достатньо висвітлене в наукових працях теоретичне підґрунтя (Работнов, 1983; Миркин, 1989; Tilman, 1987; 1988; 1990; 1994), однак методологічний аспект системного аналізу міжвидових взаємовідносин розроблений мало. Існуючі математичні й експериментальні методи вивчення різного типу коакцій (Миркин и др., 1989) часто потребують складних і довготривалих досліджень. Водночас, дослідження інтерференції ускладнюється тим, що вона відбувається на тлі потужного екотопічного впливу. Окрім того, взаємовплив між рослинами у фітоценозі має переважно опосередкований характер: як правило особини реагують на зміну середовища іншими особинами. Зазначимо, що зруби – це нетривалий і дуже динамічний етап розвитку рослинного угруповання від моменту вирубування деревостану до стадії зімкненого молодняку (Крышень, 2004). Аналіз окремих процесів формування фітоценозу зрубу, їх мінливість і непередбачуваність справляють враження хаотичності; а отже, їх не можна розглядати чи змодельовати, базуючись лише на доцільності поведінки окремих рослин чи популяцій.

Отже, зважаючи на вищезазначене, необхідно окреслити етапи та методи системного аналізу біотичних міжвидових взаємовідносин у дослідних фітоценозах, враховуючи специфіку відновних динамічних процесів на цих зрубках.

На першому етапі ми пропонуємо аналізувати динамічні тенденції видового складу зрубів на ініціальних стадіях сукцесії за показниками трапляння видів, загальної, функціональної та флуктуаційної динаміки (табл. 8). На другому давати оцінку конкурентній структурі фітоценозів через якісний та кількісний аналіз конкурентних зв'язків між їх компонентами. На третьому визначати функціональні групи фітоценозів у ракурсі відновних динамічних процесів.

Дослідження з визначення загальних характеристик біотичних зв'язків між фітокомпонентами біогеоценозів зрубів букових лісів здійснюють за допомогою показників загальної динамічності відновної сукцесії на них (Loreau, 2000), а також показника трапляння видів. Динамічність видового складу угруповань оцінювали за показниками, наведеними у таблиці.

Таблиця 8

Формули, за якими обчислювалися показники динамічності сукцесії

Динамічність	Формула	Умовні позначення
Загальна	$D = \frac{n_2 + n_3 + n_4}{n_1}$	<p>n_1 – кількість видів, які постійно існують в угрупованні; n_2 – кількість видів, які з'явилися; n_3 – кількість зниклих видів; n_4 – кількість флуктуючих видів</p>
Сукцесійна	$D_c = \frac{n_2 + n_3}{n_1}$	
Флуктуаційна	$D_\delta = \frac{n_4}{n_1}$	

Нині існує велика кількість методичних підходів до оцінки конкурентних взаємовпливів фітокомпонентів біогеоценозів (Работнов, 1994; Tilman, 1988; Коваленко, Злобін, 2001; Mitchell et. al, 2006). Як індикатори трансбіотичних відносин широко застосовують типи конкурентних стратегій видів (Lerš et. al, 1982; Loreau, 1994; Grime, Mackey, 2002; Rusch et. al, 2003; Mehrotra et. al, 2004), які визначаються переважно за морфолого-функціональними характеристиками видів, віковим станом популяцій або характером екологічних ніш. Проте в природі види часто посідають проміжні стратегії, володіють здатністю до зміни стратегії залежно від віку рослини, умов середовища, внутрішньовидової конкуренції тощо. Окрім того, велика кількість підходів до визначення типу стратегії, зумовлює значну кількість їх класифікацій та відмінності в інтерпретації конкурентного стану угруповання, що призводить до віднесення різними авторами одного й того ж виду до різних стратегічних груп. Така неоднозначність у трактуванні зумовлює суб'єктивність суджень про конкурентні взаємовідносини у фітоценозі, а отже, знижує інформативність отриманих даних.

Часто конкурентні взаємини у фітоценозі визначають за показниками врожайності пари видів, зміни їх біомаси в цілому і

за фракціями, ефективною фотосинтезуючою площею тощо (Berkowitz et. al, 1995; Freckleton, Watkinson, 2001; Davis et. al, 2005). Ці методи ефективні під час дослідження угруповань з невеликим числом фітокомпонентів. Рослинні угруповання зрубів багатоконпонентні, тому вивчення їх конкурентної структури за переліченими показниками практично неможливе.

Д. Грайм та Д. Макей (Grime, Mackey, 2002) визначали індекс конкурентної здатності виду за такими показниками: максимальна висота рослин, форма росту, потенційна відносна швидкість росту та накопичення органічного опаду. Кожен із зазначених показників оцінювався максимально в 5 балів. При безперечній ефективності використання таких індексів, виникає ряд складностей і непорозумінь при бальній оцінці кожного з зазначених показників.

По фазах онтогенезу конкурентна спроможність видів рослин змінюється. Види, які володіють високою конкурентною здатністю у зрілому віці, можуть бути досить вразливими в ювенільній фазі (Злобин, 1989). О. М. Прилуцьким (2007) досліджено конкурентні взаємовідносини між едифікаторними і асектаторними видами в угрупованнях. Він показав, що в механізмах конкурентного виключення виду зі складу фітоценозу провідна роль належить факторам, що діють у часі. Зокрема, види, які цвітуть одночасно з едифікатором, мають шанс зайняти надійні позиції тільки на тих ектопах, де становище едифікатора нестійке. І навпаки, значна розбіжність в строках цвітіння забезпечує можливість супутнього виду закріпитись у будь-якому угрупованні за участю даного едифікатора. Іншими словами, запропонована О. М. Прилуцьким модель фітоценозу, організованого у часі, не потребує уявлень про конкуренцію, як про перманентний процес міжвидової боротьби за володіння життєво необхідними ресурсами. Боротьбу за існування, згідно з цією моделлю, можна уявити як різкий сплеск агресивності виду в період цвітіння. Ця ж позиція проілюстрована багаторічними дослідженнями М. Бігона зі співавторами (1989), які свідчать про особливу роль диференціації ніш за віссю сезонної ритміки у функціональній інтеграції видів, що формують фітоценоз.

Окрім цього, такі показники, як біомаса і морфометричні

характеристики рослин відображають наслідок синергічної дії конкурентної боротьби та комплексу абіотичних факторів екоотопу, тоді як тривалість періоду цвітіння можна віднести до внутрішніх чинників, що активно формують конкурентну здатність окремих видів у складі конкретних угруповань.

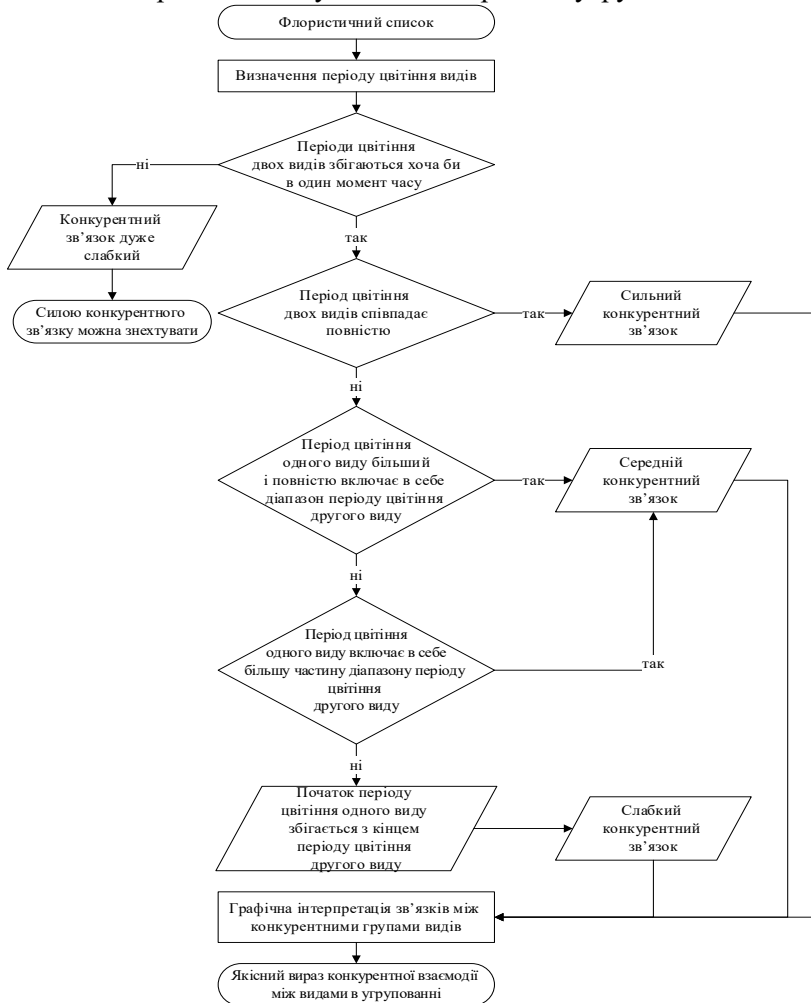


Рис. 39. Блок-схема алгоритму визначення сили конкурентної взаємодії між видами в рослинному угрупованні
Зважаючи на результати порівняльного аналізу доцільності і

зручності використання описаних у літературі методологічних підходів до оцінки конкурентних взаємовідносин у межах угруповання, нами розроблено власний підхід (Костишин, Жук, 2009), що базується на моделі О. М. Прилуцького і може бути представлений у вигляді блок-схеми, зображеної на рисунку 39.

Щоби виявити, між якими видами рослин найбільш імовірно тісні конкурентні зв'язки, для кожного виду із флористичних списків дослідних угруповань необхідно визначити тривалість і місяці цвітіння. Види, період цвітіння яких збігається у часі, об'єднують у групи, у межах яких конкурентні зв'язки найбільш тісні.

Одна група видів може поєднувати представників різних ярусів рослинного угруповання. Тому постає закономірне питання: чи існує принципова різниця у взаємовідносинах між видами одного ярусу і між видами, що належать до різних ярусів? Згідно поглядів А. О. Ниценка (1971), кожна особина відчутно змінює середовище навколо себе, у зв'язку з чим взаємовплив рослин здійснюється переважно по вертикалі. Отже, взаємовідносини між рослинами різних ярусів, на його думку, більш тісні. В. І. Василевич (1983) акцентує увагу на тому, що значна частина необхідних рослинні ресурсів потрапляє в угруповання згори або знизу, що і зумовлює конкурентні відносини між рослинами різних ярусів.

Б. М. Норін (1991), навпаки, дотримується думки, що види одного ярусу характеризуються більш тісними конкурентними зв'язками. Однак його концепція ґрунтується на визначенні кореляційних відносин між покриттями окремих видів. Отже, за такими розрахунками місце, зайняте особинами одного виду, не може бути зайняте особинами іншого, хоча ці види можуть мати подібні екологічні потреби і не здійснювати негативного взаємовпливу. Однак, якщо знехтувати чинником просторового виключення (Василевич, 1983), зв'язки видів навіть із невисоким проективним покриттям перетворюються на слабо позитивні, що протирічить концепції Б.М. Норіна.

Таким чином, в наших дослідженнях ми керуємося позицією В. І. Василевича, включаючи до конкурентних груп види рослин різних ярусів. Ми встановили, що більшість виділених нами груп у складі фітоценозів зрубів перекриваються. Якщо діапазон періоду цвітіння однієї групи включає в себе діапазон або більшу

частину періоду цвітіння іншої, види, які входять до їх складу характеризуються конкурентними зв'язками середньої сили. Якщо початок періоду цвітіння видів рослин однієї групи збігається з кінцем періоду цвітіння іншої, між ними мають місце конкурентні зв'язки меншої сили. Сила конкурентних зв'язків видів, періоди цвітіння яких не збігаються в жодний момент часу, дуже низька, а отже, нею можна знехтувати.

Вище ми розглянули якісний аспект конкурентної взаємодії між видами дослідних ділянок. Враховуючи інформацію про тривалість періоду цвітіння окремих видів, можна виразити ступінь конкурентної напруженості в угрупованні кількісно. Ми розробили індекс обчислення конкурентної напруженості на основі індексу Нумати (Миркин и др., 1989), який зазвичай використовується для відображення часу генерації видового складу угруповання.

Запропонований нами показник описується формулою:

$$I_{KH} = \frac{S}{n} \sum_1^n K \cdot P,$$

де S – загальне проективне покриття угруповання; n – загальна кількість видів в угрупованні; K – конкурентна агресивність виду; P – рясність видів.

Розрахунок індексу конкурентної напруженості угруповання проводиться наступним чином. Кожному виду присвоюється бал відповідно до його рясності в угрупованні: 3 – домінантам, 2 – субдомінантам і 1 – решті видів. Бальна оцінка конкурентної агресивності виду визначається за кількістю місяців, що складають період цвітіння даного виду, по одному балу – за кожен місяць.

Функціональні групи фітоценозів зрубів букових лісів визначають за допомогою методу K середніх і методу кластерного аналізу з використанням програмного пакета Statistica 6.0 на основі індексу асоційованості видів Бароні-Урбані-Бюсера (Real et. al, 1997):

$$B = \frac{\sqrt{C \times D} + C}{\sqrt{C \times D + A + B + C}},$$

де A – кількість ділянок, на яких виявлено тільки вид a ; B – кількість ділянок, на яких виявлено тільки вид b ; C – кількість ділянок, де трапляються одночасно обидва види; D – кількість ділянок, де обидвох видів немає.

Методи прогнозування потенційної флори

Для визначення потенційної флори складають регіональні списки видів на основі конспекту флори певної території. Ми скористалися працею З. Н. Горохової та Т. І. Солодкової (1970) та Конспектом флори Північної Буковини (Термена та ін., 1992).

Із використанням створеної на основі регіональних списків бази даних і фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова нами розроблено утиліту *Хоропотенціал* (рис. 40) для визначення потенційної флори. Принцип роботи програми полягає у визначенні потенційної флори для конкретної ділянки з базового регіонального флористичного списку обранням тих видів, екологічна амплітуда яких за кожним фактором відповідає діапазону відповідного чинника конкретного екоотпу.

Математичні розрахунки та інтерпретацію отриманих результатів можна проводити за допомогою редактора MS Excel та програмного пакета Statistica.

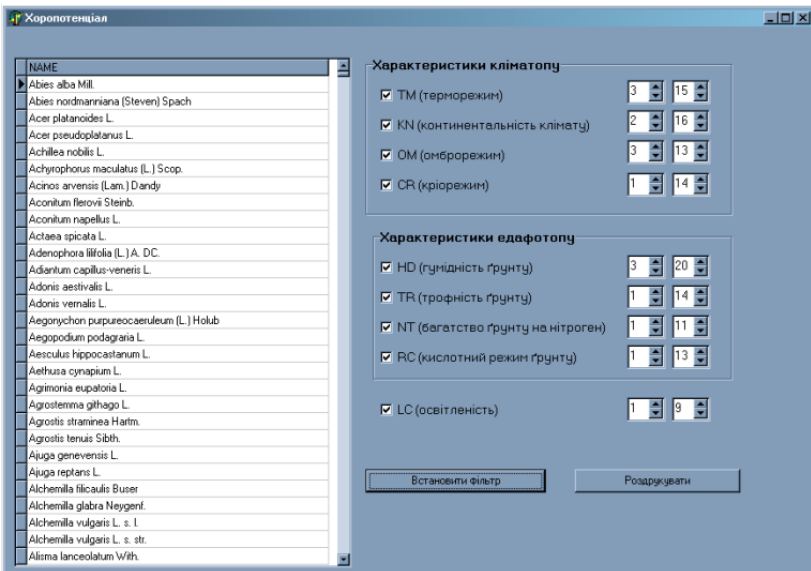


Рис. 40. Інтерфейс робочого вікна комп'ютерної програми Хоропотенціал, призначеної для визначення потенційної флори із регіональних списків

РОЗДІЛ 6. БІОГЕОЦЕНОТИЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ ЯК ПОКАЗНИК ЇХ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ

Видове різноманіття

У науковій літературі (Tansley, 1935; Clements, 1936; Odum, 1969; Уиттекер, 1980; Разумовский, 1981; Tilman, 1993; Розенберг и др., 1994; Емельянов, 1999; Протасов, 2002; Nuñez, Nuñez, 2007 та ін.) традиційний погляд на клімаксові угруповання як на найстійкіші та найстабільніші. Іншими словами, згідно з цим твердженням, їм властиве значно більше біологічне різноманіття, ніж угрупованням із порушеною цілісністю. Однак наші дослідження показали, що усі зруби 1–2-го року, незалежно від частини ареалу та типу відновлення рослинного покриву, характеризуються вищими показниками видового різноманіття порівняно з угрупованням зрілого лісу. Отримані нами результати узгоджуються з описаними в літературі, присвяченій вивченню змін рослинних угруповань після суцільного вирубування (Крышень, 2003; Уланова, 2007). Закономірно виникає запитання, з чим пов'язаний цей феномен.

О. К. Ібрагімов зі співавторами (2004) визначили описане вище явище, як *подвійне біорізноманіття*. Суть його полягає в тому, що до складу угруповання порушених екосистем одночасно належать, як власне лісові види, так і інвазійні. Справді, простеживши динаміку видового складу досліджених зрубів (рис. 41), ми виявили на однорічному зрубі в межах СПБ 10 видів, спільних зі зрілим лісом, і 17 інвазійних, а на свіжому зрубі в межах ОПБ – 14 і 42 відповідно.

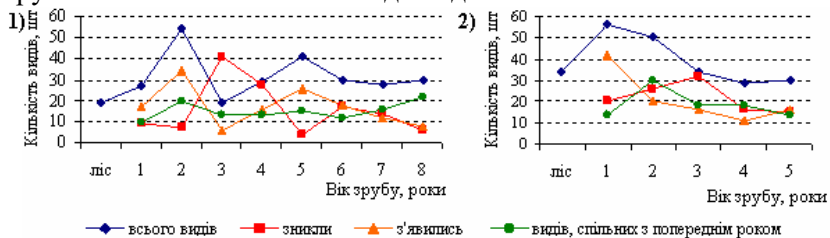


Рис. 41. Динаміка видового складу зрубів букових лісів у межах СПБ (1) і ОПБ (2)

Отже, на першій стадії відновної сукцесії має місце явище заповнення екологічних ліцензій (Левченко, Старобогатов, 2000), звільнених після деструкції частини рослинного покриву. На цьому етапі угруповання відкрите для будь-яких видів ззовні, включаючи ремонтні, випадкові, синантропні тощо. Ці види, як зазначає О. О. Протасов (2002), у переважній кількості малоінформативні або взагалі неінформативні для угруповання. Зумовлюючи надлишковість інформації, вони призводять не тільки до збільшення показників різноманіття, але й до зниження цінності інформації.

На зрубках у межах СПБ між 2 та 5 роками перебігу сукцесії відбуваються різкі коливання різноманіття за усіма показниками (табл. 9). Саме на цій стадії спостерігається загострення конкурентної боротьби та часта зміна домінантів, які є дуже численними, але захоплюють територію ненадовго. Проективне покриття ділянок на цьому етапі досягає максимуму. Окрему увагу привертають конкурентні стосунки між трав'яною рослинністю і проростками дерев. Очевидно, саме ця стадія вирішальна для подальшого перебігу сукцесії, а саме: за яким типом (лісовим або лучним) піде відновлення рослинного покриву зрубу. Цим можна пояснити, чому зруби з лучним типом відновлення виявлено, починаючи з 5-річного терміну відновлення рослинного покриву.

Дослідження, проведені Н. Г. Улановою та О. А. Масловим (1989) на суцільних зрубках ялиників Південної Тайги, також показали, що на 3–6 роках перебігу сукцесії рослинні угруповання стають закритими для інвазії випадкових рудеральних видів. Домінантну роль відіграють види з піонерною життєвою стратегією. Подальша експансія видів на зруби цього віку може відбуватися лише у разі конкурентного витіснення менше пристосованих видів конкурентоспроможнішими (Tansley, 1935; Berkowitz et. al, 1995; Goreaud et. al, 2002; Daufresne, Hedin, 2005).

У межах ОПБ на зрубках віком 2–4 роки спостерігається рівномірне зниження видового різноманіття за усіма показниками та зростання значення індексу домінування. Це супроводжується стабілізацією загальної кількості видів і зниженням числа як зниклих, так і нових видів у складі угруповання. На зрубках у межах СПБ стабілізація настає пізніше, лише на 6–8 рік.

Таблиця 9

Порівняльний аналіз показників α -різноманіття фітоценозів зрілих букових лісів і різновікових зрубів на ініціальних стадіях сукцесії

Дослідні ділянки, вік зрубів у роках			Показники видового різноманіття					
			Видове багатство	Видова насиченість	Індекс видового різноманіття Шеннона	Індекс видової вирівняності Пієлу	Індекс домінування Сімпсона	Індекс видового різноманіття Сімпсона
СПБ	Зруби з лісовим типом відновлення	Зрілий ліс	19	4,87	2,84	0,96	0,07	0,93
		1	26	6,90	3,19	0,98	0,05	0,96
		2	54	13,85	4,10	1,03	0,02	0,98
		3	19	4,90	2,86	0,97	0,06	0,94
		4	41	10,51	3,65	0,98	0,03	0,97
		5	29	7,41	3,36	0,99	0,04	0,96
		6	30	7,69	3,34	0,98	0,04	0,96
		7	28	7,16	3,28	0,98	0,04	0,96
		8	30	7,67	3,32	0,98	0,04	0,10
	Зруби з лучним типом відновлення	1	43	11,03	3,71	0,99	0,03	0,97
		5	21	5,37	2,98	0,98	0,06	0,94
		6	33	8,46	3,34	0,96	0,03	0,97
		7	42	10,74	3,70	0,99	0,03	0,97
		8	43	10,99	3,76	0,99	0,03	0,97
	ОПБ	Зрілий ліс	34	8,70	3,51	1,00	0,03	0,97
		1	56	14,31	3,97	0,99	0,02	0,98
		2	50	12,78	3,88	0,99	0,02	0,98
		3	34	8,70	3,46	0,98	0,04	0,97
4		29	7,41	3,31	0,98	0,04	0,96	
5		30	7,67	3,34	0,98	0,04	0,96	

Що цікаво, на 5-річному зрубі з лісовим типом відновлення в межах СПБ і 5-річному зрубі в межах ОПБ різноманіття майже однакове за всіма показниками. Але для зрубів із лучним типом відновлення отримано інші дані. У цілому на досліджених нами ділянках із лучним типом відновлення рослинного покриву виявлено тенденцію до зростання видового різноманіття з віком зрубу. Рослинний елемент цих зрубів характеризуються більшим відсотком проективного покриття та не надто яскраво вираженим домінуванням.

Згідно з уже традиційним розподілом БР на α -, β - та γ -різноманіття, започаткованого Р. Уйттекером (1980), розглянуті вище показники охоплюють сферу α -різноманіття. Порівняльний аналіз флор ділянок, розмежованих у просторі, проводиться в межах β -різноманіття.

Для виявлення показників, найпридатніших для дослідження зооценозів, Н. В. Лебедевою та Д. А. Криволуцьким (2002) проведено порівняльний аналіз індексів видового різноманіття. Ними показано тісну кореляцію між багатьма індексами. Серед труднощів у застосуванні показників різноманіття й оцінки їх якості автори називають складний, комплексний характер аналізованої величини різноманіття, відсутність певної уніфікованої об'єктивної шкали відліку, незалежної від прийнятої концепції та міри різноманіття, суб'єктивність розуміння поняття різноманіття.

Нами проведено аналіз придатності індексів видової подібності для використання у дослідженні демутаційних змін фітоценозів на суцільнолісосічних зрубках (Жук, Костишин, 2007). Крім того, здійснено порівняльний аналіз індексів із метою визначення їх чутливості до змін видового складу на ранніх стадіях природного відновлення рослинного покриву на лісосіках головного користування.

Результати кореляційного аналізу різних індексів видової подібності (рис. 42) розкрили високу позитивну кореляцію індексів Сьоренсена, Жаккара, Нордхагена, Чекановського і Сьоренсена, Кульчинського (2) та Сокала і Майченера. Найбільшою кількістю кореляційних зв'язків із іншими показниками встановив індекс Жаккара. Індекс Екмана виявив високу та середню негативну кореляцію з усіма іншими індексами.

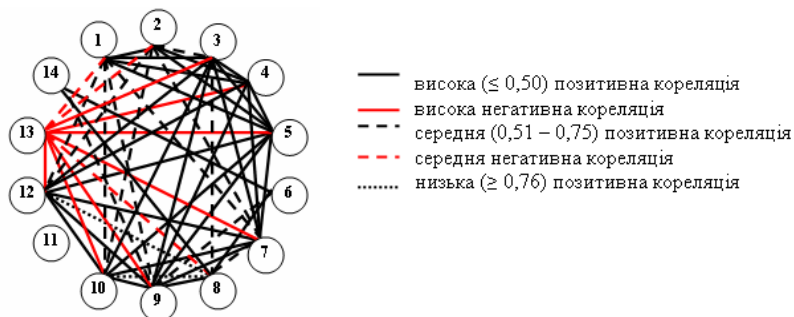


Рис. 42. Кореляційні зв'язки між індексами видової подібності: 1 – Браун-Бланке; 2 – Шимкевича та Сімпсона; 3 – Кульчинського (1); 4 – Сьоренсена; 5 – Жаккара; 6 – Нордхагена; 7 – Еленберга; 8 – Сокала та Сніта; 9 – Чекановського і Сьоренсена; 10 – Кульчинського (2); 11 – Охайя та Баркмана; 12 – Сокала та Майченера; 13 – Екмана; 14 – Бароні-Урбані-Бюссера

Аналіз матриць флористичної подібності зрубів показав неоднакову чутливість застосованих індексів до змін видового складу фітоценозів у процесі природного відновлення їх після порушення цілісності рослинного покриву. За величиною амплітуди коливання значень проаналізовані індекси можна розподілити в порядку спадання наступним чином (рис. 43):

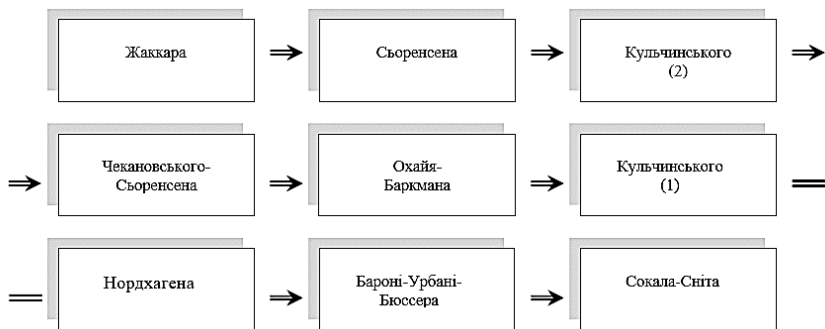


Рис. 43. Ранжування індексів видової подібності за величиною амплітуди коливання

Індекс Екмана, як і індекс Жаккара, виявив високу чутливість, однак його значення виявили залежність, обернено пропорційну до значень останнього. Тому ієрархічний кластерний аналіз

флористичної подібності дослідних угруповань провели на базі розрахунку індексу Жаккара.

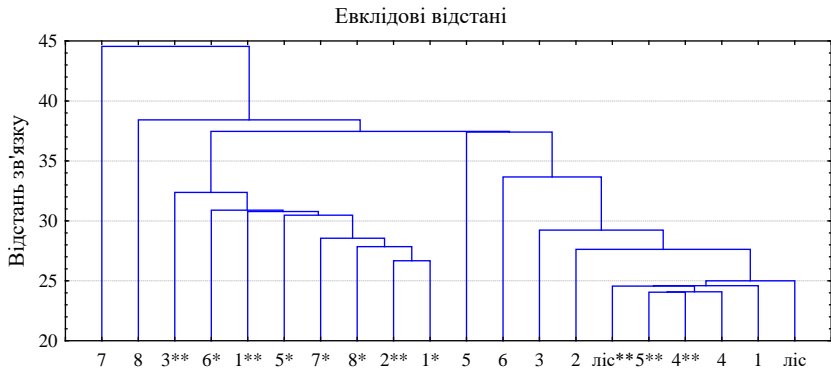


Рис. 44. Дендрограма флористичної подібності зрубів букових лісів:
* – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву; ** – зруби в межах ОПБ

Як видно з рисунку 44, масив кластерних даних поділяється на дві кластерні групи. Перша поєднує в основному рослинні угруповання в межах СПБ із лісовим типом відновлення, старші зруби в межах ОПБ та обидва зрілі ліси. Друга кластерна група інтегрує усі зруби з лучним типом відновлення та молодші зруби в межах ОПБ. Старші зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву відособлені й об'єднуються з усіма іншими на найбільшій відстані.

Таксономічне різноманіття і складність угруповань

І. Я. Павлінов і О. Л. Россолімо (2004) виділяють на макрорівні БР два базові компоненти – біоцотичне та таксономічне різноманіття. На систематичній структурі різниця в площі і флористичному багатстві позначається менше, ніж на інших флористичних показниках (Шмидт, 1980). Найпоширеніший метод дослідження таксономічного різноманіття – аналіз таксономічних спектрів (Руденко та ін., 2002; Qian, 2002). Зазвичай таксономічні спектри формують ранжуванням провідних таксонів за кількістю видів у спадному

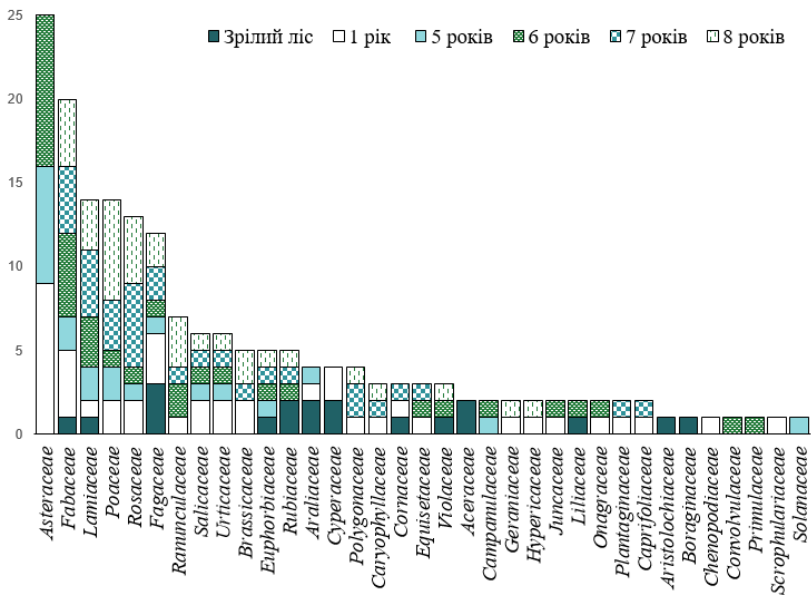


Рис. 46. Спектр родин, представлених в рослинних угрупованнях зрілого букового лісу, свіжого зрубу та зрубів із лучним типом відновлення віком від 5 до 8 років в межах СПБ

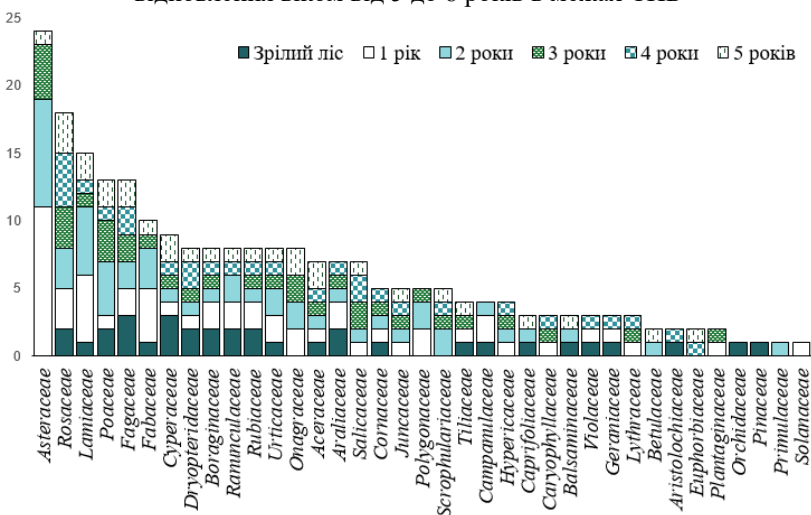


Рис. 47. Спектр родин, представлених у рослинних угрупованнях зрілого букового лісу та зрубів віком від 1 до 5 років в межах ОПБ

Види родин *Apocynaceae*, *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Equisetaceae*, *Juncaceae*, *Lythraceae*, *Onagraceae*, *Plantaginaceae*, *Salicaceae*, *Scrophulariaceae*, та *Solanaceae* зростають переважно на зрубках і не виявлені в угрупованнях зрілих лісів.

Найбільшою кількістю видів (15,5 %) представлена родина космополіт *Asteraceae*. Особливо багато представників цієї родини росте на ранніх зрубках і зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву. Це явище пов'язане з екологічними особливостями видів родини, приурочених в основному до відкритих сухих місцезростань. Насіння їх найчастіше переноситься вітром. Саме тому ці види ранньосукцесійні і в угрупованнях зрілих лісів не виявлені.

Друге місце за представленістю видами розділяють родини *Fabaceae* і *Poaceae* (по 8 % кожна). Родина *Fabaceae* так само, як і *Asteraceae*, більше приурочена до зрубів із лучним типом відновлення та молодших зрубів. Провідна роль у поширенні видів цієї родини належить особливостям їх нітрогеназалежного метаболізму. Ці види можуть колонізувати незаселені території та маргінальні угруповання, оскільки здатні до атмосферного фіксування нітрогену за участю симбіотичних нітробактерій. Родина *Fabaceae* представлена як трав'яними формами, так і кущами й деревами.

Родина *Poaceae* – значний компонент зрубів у межах ОПБ та ділянок із лучним типом відновлення рослинного покриву. Ці види швидко і надійно посідають домінуюче становище через особливості їх ризомної кореневої системи. Більшість із них однорічники або трав'яні багаторічники, надземна частина яких на зиму відмирає. Навесні багаторічники вегетативно відновлюються. Ці види – анемохори, що також сприяє їх заселенню на зруби, швидкому поширенню та захопленню панівного становища у складі угруповань. На ділянках у межах зрілих лісів не виявлено жодного представника родини *Poaceae*.

До родини *Lamiaceae* належить 7% від загального переліку видів. Їх наявність на зрубках не залежить від віку зрубу, типу відновлення на ньому рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Ця родина, як і *Asteraceae*, космополітна.

Види родини *Rosaceae* – суттєвий (5%) елемент флори усіх досліджених ділянок, за винятком зрілого лісу в межах СПБ. Члени

родини представлені трав'яними, деревними формами та кущами. Через це вони можуть займати різні екологічні ніші, чим і пояснюється їх численна присутність і навіть домінування у складі досліджених угруповань. Їх присутність у складі фітоценозів не залежить від віку зрубу, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*.

Види родини *Cyperaceae* переважно трапляються у складі угруповань зрілих лісів і зрубів із лісовим типом відновлення. Важлива роль представників цієї родини в екосистемах зрубів полягає у їхній кормовій цінності для багатьох видів тварин. Види даної родини домінують на рівнинних територіях із підвищеною вологістю.

Аналіз таксономічних спектрів не дає повної картини таксономічного різноманіття, оскільки не враховує рясності видів, їх значущості й активності в складі угруповання (Хохряков, 2000). Отже, виникає проблема оцінки загального різноманіття угруповання із урахуванням всього спектра оцінок різноманіття різних таксономічних рівнів. Тому, розвиваючи ідею Е. С. Пієлу про ієрархічне різноманіття, І. Г. Емельяновим зі співавторами (1999) запропоновано індекс таксономічного різноманіття, який відображає структуру таксономічних відносин організмів, тобто розподіл нижчих таксонів у вищих. Тому, окрім аналізу таксономічних спектрів, ми в своїх дослідженнях використовуємо ще й індекс таксономічного різноманіття.

Отримані результати (табл. 10) підтверджують тенденцію (Емельянов, 1999) до зменшення різноманіття на вищих таксономічних рівнях в угрупованнях із високим видовим різноманіттям. Проте амплітуда таксономічного різноманіття значно менша, ніж видового. На свіжому зрубі із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ таксономічне різноманіття залишається практично на такому ж рівні, як і у зрілому лісі. Надалі спостерігаємо хвилеподібне зростання і зниження цього показника із чітким циклом у три роки. На зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву таксономічне різноманіття також виявляє коливальний характер і найбільшого значення сягає у 6-річному віці. На перший рік після вирубування в межах ОПБ таксономічне різноманіття знижується, а надалі виявляє стійку тенденцію до зростання.

Таблиця 10

Показники таксономічного різноманіття і складності угруповань зрілих букових лісів та різновікових зрубів на ініціальних стадіях сукцесії

Дослідні ділянки			Види	Роди	Родини	Порядки	Класи	Відділи	Індекс таксономічного різноманіття	Складність угруповань
СПБ	Зруби з лісовим типом відновлення	Зрілий ліс	19	17	13	13	3	1	1,55	1,98
		1	27	24	18	16	4	2	1,56	2,33
		2	54	49	28	23	4	2	1,46	3,18
		3	19	18	15	14	1	1	1,49	2,01
		4	29	28	19	16	4	3	1,56	2,44
		5	41	39	23	19	3	1	1,45	2,81
		6	30	29	20	17	3	1	1,49	2,47
		7	28	25	18	17	4	2	1,56	2,37
	8	30	28	19	17	4	2	1,54	2,46	
	Зруби з лучним типом відновлення	1	43	40	24	20	3	2	1,47	2,87
		5	21	21	12	11	2	1	1,49	2,05
		6	34	32	19	17	3	2	1,50	2,58
		7	42	41	18	17	3	2	1,45	2,82
		8	43	41	17	16	2	1	1,39	2,81
	ОПБ	Зрілий ліс	34	32	23	22	5	3	1,57	2,66
		1	56	51	28	23	3	2	1,44	3,22
2		50	48	26	22	3	2	1,45	3,09	
3		34	33	24	20	3	2	1,51	2,65	
4		29	28	23	20	4	2	1,55	2,51	
5		30	27	22	19	3	2	1,53	2,48	

I, нарешті, для того, щоб сповна скласти уявлення про складність угруповань, необхідно використовувати інтегральну функцію, яка врахує і структуру таксономічних відносин організмів в угрупованні, і їх рясність на різних таксономічних рівнях. У якості такого показника І. Г. Ємельяновим запропонована мультиплікативна функція структурної складності угруповання (Ємельянов, 1999; Ємельянов и др., 1999), яка в ролі однієї змінної містить показник таксономічного різноманіття, а іншої – питомий показник ієрархічного різноманіття.

Аналіз досліджених угруповань за даним показником (табл. 9) виявив, що загалом складність угруповань має динаміку, подібну до динаміки видового різноманіття, незалежно від типу відновлення рослинного покриву та частини ареалу. Цікаво, що складність фітоценозів у перші роки після вирубування суттєво зростає, однак із часом поступово знижується.

Структурне різноманіття

Як правило, при дослідженні екологічного різноманіття угруповання розглядається як однорівнева сукупність видів або видових популяцій. Вивчення α -різноманіття зводиться (Magurran, 2004) до розкриття закономірностей міжвидових співвідношень. При вивченні β -різноманіття угруповання вважається об'єднанням одного надвидового рівня. При цьому в ролі дискретних елементів, кількість і співвідношення яких є основою різноманіття, враховуються тільки види, а не видові об'єднання. Основою таксономічного різноманіття також є вид, як базовий таксон в ієрархічно підпорядкованій системі.

На думку А. Г. Рогозіна (2003), одна з важливих, але малодосліджених проблем – це закономірності біорізноманіття в багаторівневій організації фіто- і зооценозів. Отже, доцільно давати оцінку різноманіття угруповань не тільки як сукупності видів, які його утворюють, але й сукупності упідлегло організованих структурних одиниць – видових об'єднань різного рівня.

Життєві форми рослин відображають їх пристосованість до умов середовища і характеризуються загальними ознаками адаптації до цих умов. Саме функціональність морфологічних ознак та їх адаптивний характер зумовлюють візуальну

ідентифікацію сукцесійного статусу угруповань. І. М. Григора і В. А. Соломаха (2000) акцентують увагу на двох аспектах виділення життєвих форм – еколого-морфологічному та еколого-ценотичному. За еколого-морфологічним аспектом життєві форми класифікував І. Г. Серебряков, вважаючи життєвою формою габітус певної групи рослин як вираження їх пристосованості до кліматичних і ґрунтових умов. Класифікація життєвих форм за еколого-ценотичним аспектом здійснена К. Раункієром. Він визначив життєву форму як вираження здатності певних груп рослин до розселення та закріплення на території.

Зазвичай різні автори (Peet, Christensen, 1988; Перевозникова, Зубарева, 2002; Руденко та ін., 2002; Крышень, 2003; Krieger et al., 2003) надають перевагу одному із цих аспектів. На нашу думку, ці два підходи до визначення життєвих форм не взаємозамінні, а, навпаки, доповнюють один одного, даючи повніше уявлення не тільки про структуру досліджених угруповань, а й про їх екологічно-адаптаційний функціональний потенціал.

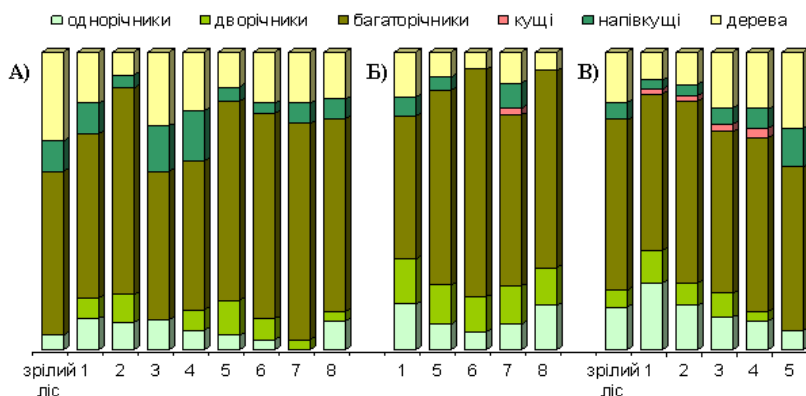


Рис. 48. Спектр життєвих форм (за І. Г. Серебряковим), представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів:

А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Аналіз спектрів життєвих форм за І. Г. Серебряковим (рис. 48) виявив переважання багаторічників (48–72 %) на усіх досліджених ділянках незалежно від віку, типу відновлення та частини ареалу

F. sylvatica. Очікувано на зрубках з лісовим типом відновлення кількість дерев і напівкущів (8–30 % і 3–17 % відповідно) більша порівняно зі зрубками, які відновлюються за лучним типом. Зате в останніх більша кількість одно- та дворічників (6–15 % і 12–15 % відповідно). На відміну від угруповань зрубів у межах СПБ, зруби в межах ОПБ виявляють чітку тенденцію до зменшення з віком частки одно- та дворічників і зростання внеску в угруповання дерев і напівкущів. На зрубках віком 1-4 роки у складі фітоценозу наявні кущі (4–13 %).

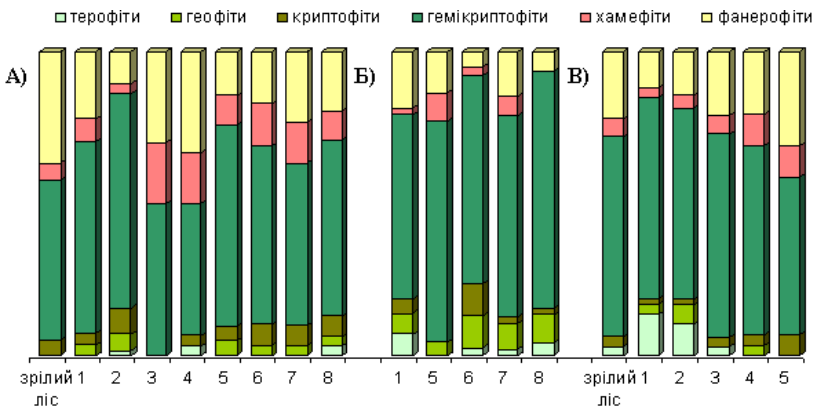


Рис. 49. Спектр життєвих форм (за К. Раункієром), представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Результати аналізу спектрів життєвих форм за К. Раункієром (рис. 49) узгоджуються із результатами, описаними вище. Так, найбільшою кількістю видів (43–78 %) характеризується група гемікриптофітів, яка відповідає багаторічникам за класифікацією І. Г. Серебрякова. Чіткої закономірності в частці наявності у складі угруповання фанерофітів (5–46 %) на ділянках у межах СПБ не виявлено. Проте у межах ОПБ їх внесок у структуру угруповання зростає з віком зрубів, і вже на 5 році перебігу сукцесії їх частка більша, ніж на контрольній ділянці зрілого лісу. Кількість хамефітів (2–20 %) прямо пропорційна кількості фанерофітів, за

винятком зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву. Частка криптофітів на різних зрубках становить 2–11 %. На зрубках із лісовим типом відновлення кількість їх у перші після вирубування роки зростає, а з 6-річного віку – стабілізується. На зрубках із лучним типом відновлення та в межах ОПБ чіткої закономірності в динаміці криптофітів не помічено. Значна кількість (5–11 %) геофітів виявлена на зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву. Терофіти зростають переважно в межах ОПБ і на зрубках із лучним типом відновлення.

Еколого-ценотичні групи. Нині у геоботанічних та екологічних дослідженнях (Лебедева, Криволицкий, 2002; Бекмансуров, 2004; Леонова, 2006; Єременко, 2017; Пригара, 2019) поняття еколого-ценотичних груп (ЕЦГ) рослин широко використовується для оцінки структури видового різноманіття рослинного покриву, прогнозування та моделювання динаміки рослинності і факторів середовища. ЕЦГ об'єднують види, подібні за сприйняттям сукупності екологічних факторів і приурочені до угруповань того чи іншого типу. Послідовні зміни у їх домінуванні визначають головні етапи сукцесій на зрубках і згарищах, що зумовлює доцільність аналізу їх співвідношення при вивченні сукцесійної динаміки. Функціональна роль ЕЦГ, які послідовно домінують у рослинному покриві угруповань різних сукцесійних стадій, полягає в тому, що види кожної групи, концентруючи в опаді поживні елементи та змінюючи кислотний режим ґрунтів, забезпечують можливість успішної інвазії та розвитку групи видів наступної сукцесійної стадії (Смирнов, 2007).

Склад ЕЦГ визначається експертно на базі інформації про трапляння видів в угрупованнях і на місцезростаннях різного типу. Для рослинного покриву лісового поясу Східної Європи виділяють (Ханина и др., 2002; Ханина и др., 2006; Смирнов, 2007) сім базових ЕЦГ: бореальна (Br), неморальна (Nm), нітрофільна (Nt), борова (Pn), лучно-стєпова (Md), водно-болотна (Wt), оліготрофна (OlG).

Кожна з виділених груп характеризується наявністю *ядерних* (найтипівіших представників групи) та *проміжних* (поєднують екологічні та ценотичні властивості кількох груп) видів.

Аналіз спектрів еколого-ценотичних груп показав (рис. 50), що в складі фітоценозу зрілого лісу в межах СПБ переважають

види неморальної ЕЦГ (82 %). Характерно, що всі ці види – ядерні в ЕЦГ. Решта належать до лучно-степової групи.

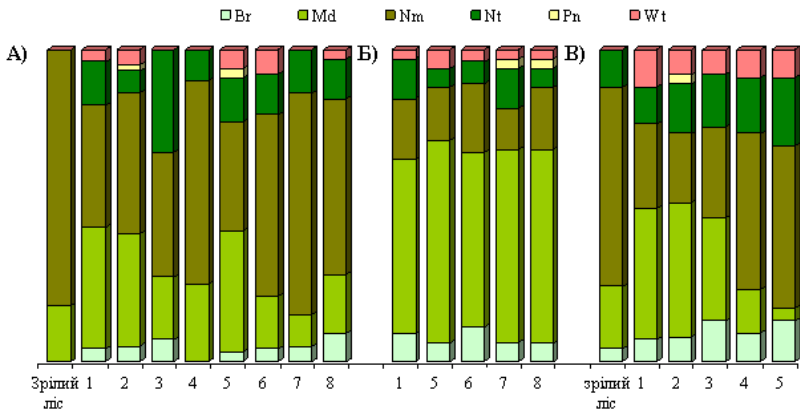


Рис. 50. Спектр еколого-ценотичних груп, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

На відміну від зрілого лісу, на всіх зрубках наявна значна кількість видів нітрофільної та бореальної ЕЦГ (6–33 % і 3–11 % відповідно). На окремих зрубках виявлено представників водноболотної та борової ЕЦГ (3–8 % і 2–3 % відповідно). Останні не виявляють закономірностей у розподілі і можуть належати до елементів випадкової флори у складі угруповань зрубів.

Усім зрубам із лучним типом відновлення рослинного покриву притаманне суттєве переважання видів лучно-степової групи, відсоток якої із віком зрубів залишається майже незмінним (56–65 %), як і співвідношення інших ЕЦГ.

У межах ОПБ до складу фітоценозу зрілого лісу долучаються види бореальної групи (4–13 % відповідно). На зрубках у межах ОПБ окреслилася тенденція до зростання з віком зрубів частки неморальних видів, що супроводжується відповідним зменшенням внеску в угруповання видів лучно-степової ЕЦГ. Відсоток водноболотних видів залишається незмінним (8–12 %). Роль нітрофільної ЕЦГ зростає (12–22 %) порівняно зі зрубками в межах СПБ.

Групи екоморф. ЕЦГ виділяються з урахуванням ценотичних і екологічних властивостей видів. У ролі екологічних властивостей виступає сукупність екологічних факторів – кислотність ґрунтів та їхня забезпеченість нітрогеном, температурний режим, континентальність клімату, та значно більше – зволоженість ґрунту й освітленість (Смирнов, 2007).

Проте, вивчаючи взаємовплив рослинного компонента біогеоценозу й екотопу, важливо мати уявлення й про співвідношення видів у складі угруповання за ставленням до визначальних факторів абіотичного середовища, або так зване біохорологічне різноманіття (Юрцев, 1992). Продовжуючи традиції екоморфного аналізу (Белова, Травлеєв, 2002), Д. М. Циганов розробив систему екогруп (екобіоморф) (Цыганов, 1976) , які об'єднують види з різною широтою екологічної амплітуди щодо окремих факторів. Екологічні амплітуди видів автор пропонує виділяти на основі фітоіндикаційних шкал. Розвиваючи цей напрямок досліджень, українські науковці Я. П. Дідух і П. Г. Плюта розробили на основі шкал Циганова таблиці діагностики екогруп за ставленням до найважливіших для фітоценозу абіотичних факторів (Екофлора України, 2000). Базова одиниця запропонованої ними системи – екоморфа. Екоморфи можуть об'єднуватися у екогрупи як за величиною толерантності, так і за розташуванням медіани цієї амплітуди.

Ми визначили екогрупи рослин досліджених зрубів щодо восьми екологічних факторів – терморезиму, вологості та континентальності клімату, суворості зим, водного, кислотного і сольового режиму ґрунтів, а також вмісту засвоюваних форм нітрогену у ґрунтах.

Аналіз спектрів екогруп за сприйняттям терморезиму клімату (рис. 51) виявив переважання на усіх дослідних ділянках субмезотермів (45–78 %). Друга за представленістю видами (22–48 %) група – субмікротерми. Тобто переважна кількість рослин зрубів і зрілого лісу в межах ОПБ і всі види зрілого лісу в межах СПБ належать до мезофітних екогруп. У складі угруповань усіх зрубів із лучним типом відновлення та більшості в межах ОПБ наявна екогрупа мезотермів (2–5 %). Група мікротермів представлена на зрубках віком 5, 6 і 8 років у межах СПБ незалежно від типу відновлення рослинного покриву.

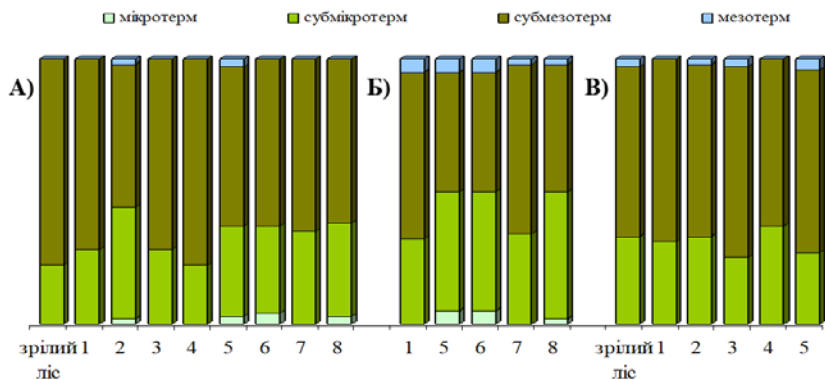


Рис. 51. Спектр екогруп за сприйняттям терморезиму клімату, представлених в рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

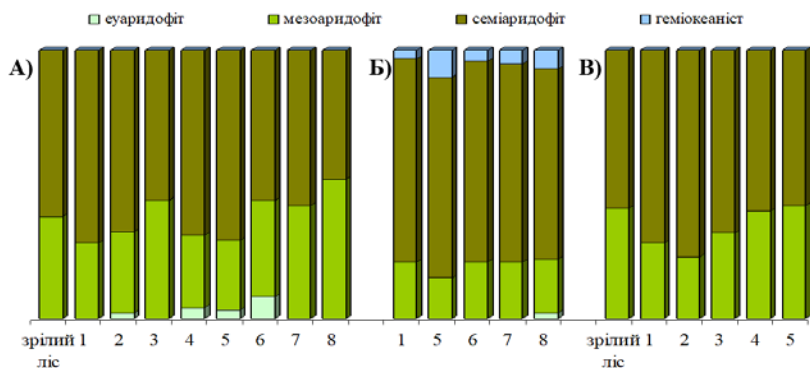


Рис. 52. Спектр екогруп за ставленням до вологості клімату, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Щодо омброрезиму нами встановлене (рис. 52) переважання екогрупи семіаридофітів (48–77 %) та мезоаридофітів (15–52 %), які також формують мезофітні угруповання. Зруби з лучним типом відновлення характеризуються наявністю геміокеаністів (3–10 %),

натомість у зрілих лісах, на зрубках із лісовим типом відновлення в межах СПБ та ділянках у межах ОПБ представників цієї екогрупи не було. На зрубках із лісовим типом відновлення віком 4–6 років зростають види-еуаридофіти (2–8 %).

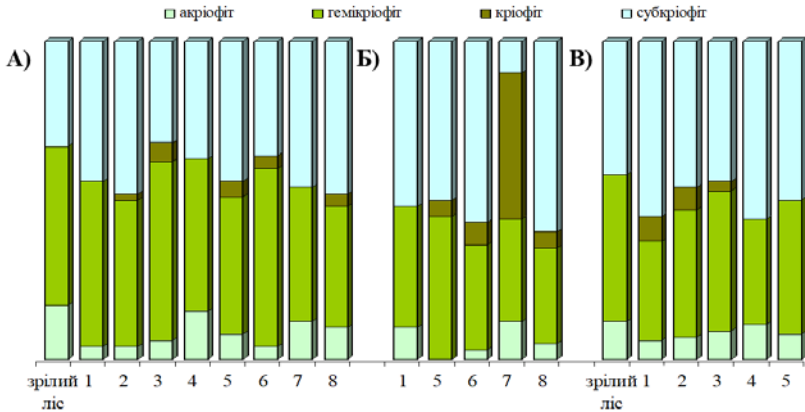


Рис. 53. Спектр екогруп за ставленням до суворості зим, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Переважними екогрупами щодо суворості зим (рис. 53) є гемікриптофіти і субкріофіти (30–56 % і 10–60 % відповідно). На всіх дослідних ділянках, окрім 5-річного зрубку з лучним типом відновлення рослинного покриву, виявлено рослини групи акріофітів (3–17 %). Із загальної картини помітно виділяється 7-річний зруб із лучним типом відновлення, у флористичному складі якого 46 % видів належать до екогрупи кріофітів, представленої на інших зрубках у кілька разів меншим числом видів рослин.

Результати аналізу флори дослідних ділянок за сприйняттям омбро- (рис. 42) і кріорежиму (рис. 43) свідчать про значну подібність між собою спектрів екогруп зрілих букових лісів у різних частинах ареалу. Це підтверджує чутливість даного методу діагностування стану екотопів і є наслідком близьких фіторослинних умов.

Більшість видів рослин за ставленням до континентальності клімату (рис. 54) розподілилася між двома екогрупами – геміконтиненталів і геміокеаністів (17–66 % і 27–77 % відповідно). В угрупованнях обох зрілих лісів значно переважають види-геміокеаністи. Група субокеаністів представлена тільки у зрілому лісі в межах СПБ. На території ОПБ і більшості зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву субконтинентали становлять від 3 до 10 %. На зрубках із лісовим типом відновлення види цієї групи трапляються тільки у 2- та 5-річному віці, і, очевидно, їх наявність у складі цих угруповань має випадковий характер.

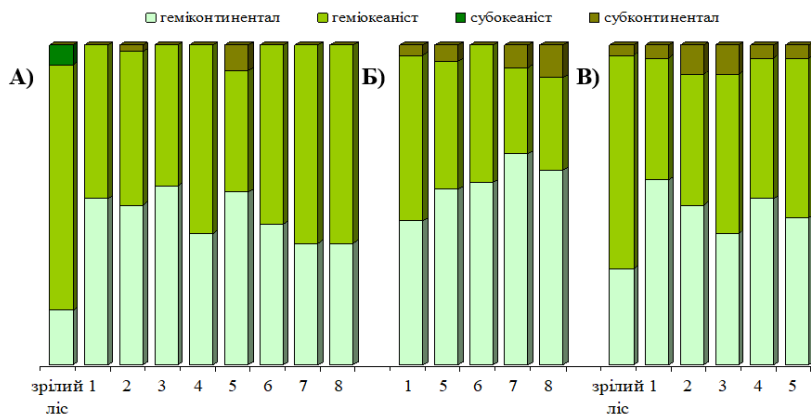


Рис. 54. Спектр екогруп за ставленням до континентальності клімату, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Проаналізовані спектри відображають толерантність окремих груп видів за сприйняттям абіотичних факторів кліматичного блоку (кліматопу). Для рослинних організмів визначальнішими є фактори ґрунтового блоку (едафотопу). Це зумовлено тим, що, з одного боку, фізіологічні процеси рослин визначаються ґрунтовими показниками, а з іншого – рослини здійснюють модифікуючий вплив на ґрунти, часом суттєво змінюючи їхню структуру та фізико-хімічні властивості (Грицан, 2000; 2001).

Рослинний елемент біогеоценозу досить чутливий до вологості ґрунту, тому щодо цього фактору виділяють найбільшу кількість екогруп-гідроморф (Екофлора України, 2000). На досліджених нами ділянках виявлено широкий діапазон видів – від видів, притаманних сухим степовим кліматопам із дуже незначним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами і талими водами до видів мокрих болотно-лісо-лучних екотопів з максимальним капілярним зволоженням кореневмісного шару ґрунту (рис. 55). Переважною групою (44–64 %) у межах зрілого лісу та на зрубках у межах СПБ є мезофіти. Друга за кількістю видів (14–41 %) екогрупа – гігрозомезофіти. В межах ОПБ частка видів у цих групах приблизно однакова – 37–42 % мезофітів і 21–42 % гігрозомезофітів.

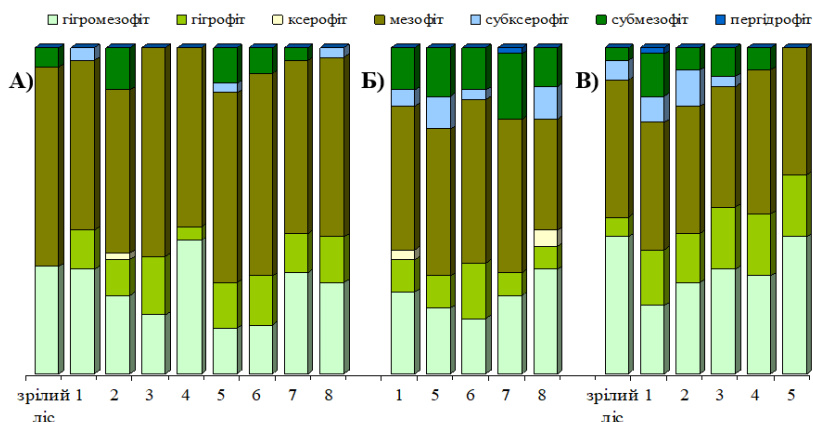


Рис. 55. Спектр екогруп за ставленням до водного режиму ґрунтів, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

На усіх ділянках, за винятком зрілого лісу, в межах СПБ встановлено наявність гігрофітів. Їх частка в межах зрубів із лісовим типом відновлення рослинності та зрубів у межах ОПБ сягає 4–19 %, на зрубках із лучним типом відновлення – 3–5 %. А зруби, рослинний покрив яких відновлюється за лучним типом, характеризуються значною кількістю видів (3–10 %), котрі

належать до екогрупи субксерофітів. Частка цієї гідроморфи у складі угруповань ОПБ зменшується з віком зрубу. Ксерофіти представлені тільки на деяких ранніх зрубках і на 8-річному зрубі з лучним типом відновлення.

Вологість ґрунту характеризує гідротоп угруповання (Екофлора України, 2000). Ще одна характеристика гідротопу – змінність зволоження як важливий чинник розподілу видів у річкових заплавах. Для лісових угруповань він не має такої інформаційної цінності, тому в наших дослідженнях цей фактор не враховувався.

Серед характеристик трофотопу привертає увагу, з одного боку, кислотний режим ґрунтів, який виявляє залежність від їх хімічного складу і типу рослинності та, з іншого – сольовий режим, який впливає на процеси ґрунтоутворення і визначає адаптацію рослинних організмів.

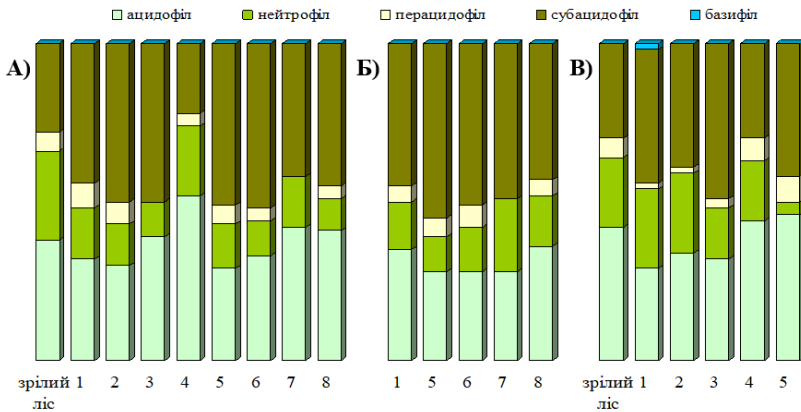


Рис. 56. Спектр екогруп за ставленням до кислотного режиму ґрунтів, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зрубки з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зрубки з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зрубки в межах ОПБ

Відмінність спектрів екогруп різних зрубів за сприйняттям кислотного режиму ґрунтів має не якісний, а кількісний характер (рис. 56). Види, наявні на всіх дослідних ділянках, діагностують слабкокислі та кислі ґрунти із рівнем рН 4,5–6,5. Так, частка субацидофілів залежно від віку зрубів коливається в межах 22–

55 %, ацидофілів – 28–52 %. На всіх дослідних ділянках зафіксована наявність у складі угруповань нейтрофілів (4–28 %). Тільки на свіжому зрубі в межах ОПБ виявлено 2 % базифілів – видів, приурочених до лужних ґрунтів.

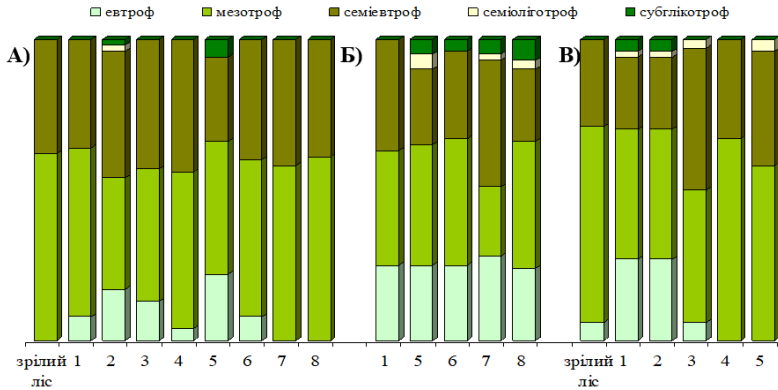


Рис. 57. Спектр екогруп за сприйняттям сольового режиму ґрунтів, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Аналіз спектрів екогруп за ставленням до трофності ґрунту (рис. 57) показав, що угруповання зрілих лісів і давніших зрубів характеризуються значним переважанням (62–65 %) мезотрофів, приурочених до небагатих на солі ґрунтів із вмістом карбонатів. Решта видів належать до групи семіевтрофів, які індикують збагачені на солі ґрунти. На ранніх зрубках у межах ОПБ і ділянках із лісовим типом відновлення рослинного покриву, а також на всіх зрубках із лучним типом відновлення кількість видів, які належать до цих груп, приблизно однакова. Усі угруповання зрубів, рослинний покрив яких відновлюється за лучним типом, та ранніх зрубів у межах ОПБ містять значну частку (24–28 %) евтрофів – видів, найбільше забезпечених солями чорноземів без ознак засоленості. Цим зрубам також притаманна наявність видів-субглікотрофів (4–7 %), що зазвичай зростають на засолених карбонатами ґрунтах із вмістом хлоридів і сульфатів. На окремих ділянках трапляються семіоліготрофи –

рослини бідних на солі ґрунтів. Їх незначна частка (2–5 %) свідчить про випадковий характер наявності у складі угруповань.

Важливий складовий елемент ґрунту – нітроген, який визначає характер його родючості (Назаренко та ін., 2003). На відміну від вищерозглянутих показників, співвідношення екогруп за ставленням до вмісту нітрогену у ґрунтах виявляє чітко виражені вікові динамічні закономірності (рис. 58).

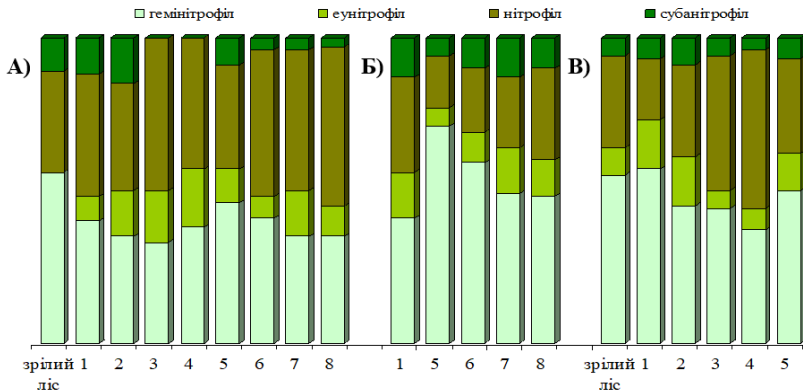


Рис. 58. Спектр екогруп за ставленням до вмісту засвоєваних форм нітрогену у ґрунтах, представлених у рослинних угрупованнях різновікових зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Так, на ранніх зрубках із лісовим типом відновлення та в межах ОПБ, а також на зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву зауважено тенденцію до зменшення з віком частки гемінітрофілів – рослин, приурочених до відносно бідних на нітроген ґрунтів. Натомість на зрубках у межах СПБ зростає відсоток еунітрофілів – видів багатих на нітроген ґрунтів. У межах ОПБ, навпаки, зменшення внеску гемінітрофілів супроводжується зменшенням частки еунітрофілів. На зрубках із лісовим типом та в межах ОПБ кількість нітрофілів вища порівняно з ділянками, відновлення на яких відбувається за лучним типом. На всіх ділянках, окрім 3 і 4-річного зрубів із лісовим типом відновлення, наявні субанітрофіли – рослини, притаманні дуже бідним на мінеральний нітроген ґрунтам.

Різноманіття абіотичних факторів

Дослідження різноманіття в блоці абіотичних факторів із використанням розробленого нами підходу (детальніше у розділі 5) показало, що в перші роки після вирубування деревостану, незалежно від типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу, коливання показників екологічних умов середовища суттєво зростає порівняно зі зрілим лісом (рис. 59). Серед головних змін, викликаних вилученням деревного ярусу, виділяють збільшення освітленості, зміну добових і сезонних температурних режимів повітря та ґрунту, зміну гідрологічного режиму, фізико-хімічних властивостей ґрунту, посилення колообігу нітрогену, зростання мікробіологічної активності ґрунту тощо (Холопова и др., 1985; Ямковой, 1991; Титлянова и др., 1993; Бедернічек та ін., 2008; Christophel et al., 2015; Kermavnar et al., 2020). Суттєва зміна параметрів абіотичного середовища закономірно зумовлює зміни в складі угруповання. На давніших зрубках, рослинний покрив яких відновлюється за лучним типом, спостерігається зниження різноманіття в абіотичному блоці з віком зрубу. Натомість на давніших ділянках із лісовим типом відновлення та на зрубках у межах ОПБ виявлено тенденцію до стабілізації рівня різноманіття абіотичних факторів.

Згідно зі сформульованим І. Г. Ємельяновим (1999) принципом альтернативного різноманіття, збільшення або зменшення різноманіття абіотичних чинників супроводжується відповідними альтернативними змінами в різноманітті підсистем біотичного блоку хоча б на одному з ієрархічних рівнів. Даний принцип для досліджених зрубів здійснюється на таксономічному рівні, проте на видовому рівні показники різноманіття біотичного й абіотичного блоків прямо пропорційні (рис. 59).

Узагальнюючи результати комплексного екологічного аналізу біогеоценотичного різноманіття зрубів букових лісів Північної Буковини, доходимо певних висновків. Проаналізовані параметри біогеоценотичного різноманіття на усіх рівнях переважно виявляють залежність від віку зрубу, типу відновлення на ньому рослинного покриву та належності до тієї чи іншої частини ареалу *F. sylvatica*.

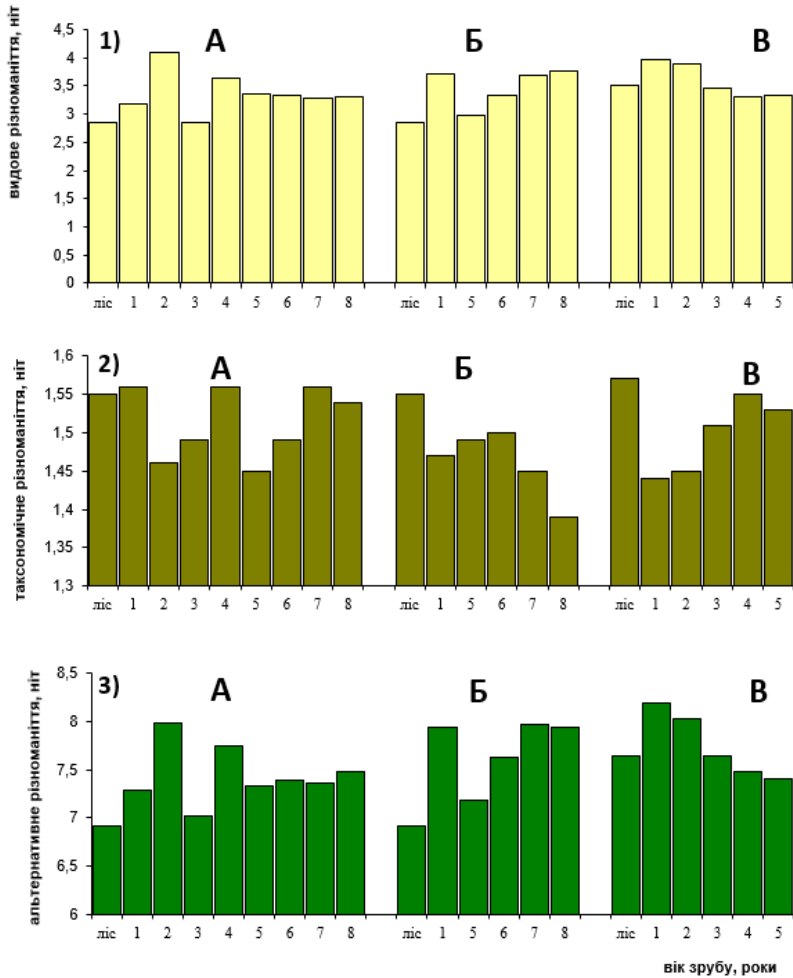


Рис. 59. Видове (1), таксономічне (2) та альтернативне (3) різноманіття досліджених ділянок: А – ділянки в межах СПБ із лісовим типом відновлення рослинного покриву; Б – ділянки в СПБ із лучним типом відновлення рослинного покриву; В – ділянки в межах ОПБ

У межах СПБ протягом дослідного терміну виділено три головні стадії відновної динаміки на зрубках букових лісів.

Перша стадія, в яку вступає угруповання після суцільного вирубування букового деревостану, триває від одного до двох

років і характеризується підвищеним видовим різноманіттям і переважанням екоотпичного відбору над фітоценотичним. На цій стадії формуються відкриті до інвазії рослинні угруповання, внаслідок чого вони характеризуються *подвійним різноманіттям*. Суть цього явища полягає у тому, що до складу угруповання порушених екосистем водночас належать як власне лісові види, так і багаточисельні інвазійні. Серед останніх велику частку становлять малоінформаційні ремонтні види. Тобто на першій стадії відновної сукцесії спостерігаємо явище заповнення екологічних ліцензій, звільнених після деструкції частини рослинного покриву. Ця стадія має спільні характерні риси для вторинних сукцесій, незалежно від подальшого типу сукцесійної серії. Аналоги подібних організаційних структур відсутні у непорушених природних фітоценозах (Малиновський, 2002).

Починаючи з 3-го року перебігу відновної сукцесії, рослинне угруповання зрубу переходить на *другу стадію*, яка триває до 5-річного віку. Ця стадія характеризується посиленою конкурентною боротьбою за екологічні ніші та початком їхньої диференціації. Тут переважає фітоценотичний добір при збереженні екоотпичного відбору. На цьому етапі зі складу угруповання вирізняються доміанти та субдомінанти, які, однак, посідають панівне становище короткй проміжок часу, поступаючись іншим видам. Зрубам на цьому етапі притаманне явище кодомінування зразу двох едифікаторних екобіоморф: з одного боку, це вцілілий підріст, з іншого – трав'яний покрив. Такі угруповання дуже нестабільні. Ця стадія визначальна у детермінації типу відновлення рослинного покриву. К. А. Малиновський (2002) відмічає, що букові ліси можуть замінюватися щільнодернинними угрупованнями і класифікує такі зміни як лінійну серію з розвитком дивергентних ознак. Автор відзначає: «чисельність вторинних угруповань відрізняється на різних стадіях сукцесій і є системними ознаками типу сукцесії».

Починаючи з 6-річного віку, зруби переходять на *третю стадію* і характеризуються метастабілізацією – станом, коли формується новий рослинний покрив, адекватний новим антропогенно трансформованим умовам середовища. Це етап остаточного поділу зрубів за типами відновлення на них

рослинного покриву. Конкурентна напруга спадає, зростає ступінь конструктивної повночленності і стабільність угруповань, тобто коливання видового складу, біологічного різноманіття та набору екобіоморфних груп з року в рік змінюються незначно. Подальші зміни в структурі угруповання мають уже не екзогенетичний, а ендоекогенетичний характер.

Отримані нами результати яскраво ілюструють концепцію тріади дигресивно-стабілізаційних процесів в умовах антропогенного стресу О. К. Ібрагімова (Ібрагімов и др., 2001; Ибрагимов и др., 2004). Перша описана нами стадія відповідає *вульгаризації* угруповання – заміні автохтонних видів на адвентивні. Друга характеризує екологічну *поляризацію* – поділ на полярно протилежні типи екосистем (зруби лісового та лучного типу). Третя – стадія *дигресивної метастабілізації*, зумовлена адаптацією екосистеми до умов вторинного, антропогенно зумовленого середовища.

У межах ОПБ перехід рослинного угруповання на кожен наступний етап не має такого чіткого розмежування. Конкуренція виявляється не так гостро. Стан метастабілізації настає з 3-річного віку зрубу. Рослинний покрив зрубів відновлюється за *проміжним* типом, поєднуючи риси як лучного типу (до 3-річного віку), так і лісового (з 4-річного віку). За класифікацією К. А. Малиновського (2002) можемо віднести ці зміни до лінійної серії з розвитком дивергентних і конвергентних ознак. Порівняно зі зрубамі в межах СПБ, подальші структурно-функціональні зміни цих зрубів діагностувати важко. Тому вони потребують ретельнішого та тривалішого вивчення.

Результати аналізу різноманіття абіотичного компонента біогеоценозу за розробленим нами методичним підходом підтверджують принцип альтернативного різноманіття не лише в просторовому континуумі, але й у часовому.

РОЗДІЛ 7. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЕКОТОПІВ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ

Амплітуда толерантності рослинних угруповань зрубів до дії екологічних факторів

Найбільшого поширення набули методи фітоіндикації на базі середніх показників бальної оцінки екологічних шкал, хоча це певною мірою звужує інформативність отриманих результатів. Цікаві й методи, які відображають представленість в угрупованнях видів із різними рівнями екологічного оптимуму (Кавеленова, 2002). Тому, перш ніж давати оцінку амплітудам толерантності угруповань до дії екологічних чинників, необхідно проаналізувати екологічні амплітуди видів, які складають ці угруповання.

Я. П. Дідух і П. Г. Плюта (Екофлора України, 2000) виділяють чотири групи широти екологічної амплітуди: стенотопну, гемістенотопну, геміевритопну і евритопну. Як правило, стенотопні види ендемічні (Дедю, 1989), а отже, мають вираженіші індикаторні властивості. Але в дослідженнях сукцесійної динаміки не менш важливий аналіз внеску в угруповання геміевритопних і евритопних видів, оскільки саме ці види відіграють значну роль на ініціальних інвазійних стадіях.

Аналіз угруповання зрілого лісу в межах СПБ виявив (табл. 11–12) переважання видів гемістенотопної групи за більшістю факторів, за винятком континентальності, кислотного режиму та вмісту засвоєваних форм нітрогену. Аналогічні результати дав аналіз угруповання зрілого лісу в межах ОПБ (табл. 13).

На всіх зрубках, незалежно від віку, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу, переважають (50–93 %) види стенотопних груп (стенотопи + гемістенотопи) за ставленням до гумідності ґрунтів. Подібна тенденція окреслена і за сприйманням трофності ґрунтів, за винятком старших зрубів із лучним типом відновлення. Так, відсоток видів із ближчою до стенотопної амплітудою щодо цього фактору становить від 50 до 93.

Іншу тенденцію встановлено щодо континентальності клімату, кислотного режиму ґрунтів і вмісту в них засвоєваних форм нітрогену. Види евритопних фракцій (евритопи + геміевритопи) щодо зазначених чинників переважають (50–92 %, 70–83 % і 52–83 %

відповідно) на всіх зрубках, незалежно від віку, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу. Виняток становить зруб із лісовим типом відновлення віком 2 роки, де за вмістом нітрогену у ґрунтах домінують види-гемістенотопи.

Таблиця 11

Відсоткове співвідношення екологічних амплітуд видів угруповань зрубів букових лісів із лісовим типом відновлення в межах СПБ за сприйняттям факторів кліматопу й едафотопу

Вік зрубів, роки Екологічна амплітуда		СПБ								
		Зруби з лісовим типом відновлення								
		Зрілий ліс	1	2	3	4	5	6	7	8
Фактори кліматопу										
Тм	стенотопна	-	-	-	-	-	3	-	-	-
	гемістенотопна	89	64	2	61	70	43	56	69	69
	гемієвритопна	11	32	96	33	30	51	44	31	31
	євритопна	-	4	2	6	-	3	-	-	-
Om	стенотопна	-	-	-	-	-	-	-	46	44
	гемістенотопна	56	48	65	37	54	68	52	50	52
	гемієвритопна	44	52	4	63	4	3	8	4	4
	євритопна	-	-	31	-	42	29	40	-	-
Сг	стенотопна	17	4	7	11	15	8	7	8	7
	гемістенотопна	71	60	52	61	56	54	67	69	62
	гемієвритопна	6	16	30	11	22	24	15	15	21
	євритопна	6	20	11	17	7	14	11	8	10
Кп	стенотопна	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	гемістенотопна	39	28	20	17	26	19	26	19	24
	гемієвритопна	55	32	48	50	52	49	52	62	52
	євритопна	6	40	32	33	22	32	22	19	24
Фактори едафотопу										
Нд	стенотопна	-	-	15	12	-	3	-	23	21
	гемістенотопна	61	56	61	53	59	69	70	65	72
	гемієвритопна	11	28	22	29	19	25	15	12	7
	євритопна	28	16	2	6	22	3	15	-	-

Продовження табл. 11

Вік зрубу, роки Екологічна амплітуда		СПБ								
		Зруби з лісовим типом відновлення								
		Зрілий ліс	1	2	3	4	5	6	7	8
Фактори едафотопу										
Rc	стенотопна	-	-	8	-	4	3	4	4	-
	гемістенотопна	28	28	13	17	22	11	11	19	21
	геміевритопна	33	36	35	28	26	31	41	35	38
	евритопна	39	36	44	55	52	55	44	42	41
Tr	стенотопна	-	8	4	7	-	9	-	4	4
	гемістенотопна	87	64	65	67	85	52	77	88	89
	геміевритопна	13	24	24	19	11	28	15	8	7
	евритопна	-	4	7	7	4	11	8	-	-
Nt	стенотопна	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	гемістенотопна	28	40	60	39	42	29	37	42	48
	геміевритопна	39	40	18	33	27	37	37	42	35
	евритопна	33	20	22	28	31	34	26	16	17

На всіх зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву серед екологічних факторів, щодо яких у більшості рослин виявлено стено- та гемістенотопну амплітуди, характеризують кліматоп (табл. 11), що свідчить про їх добру пристосованість до помірноконтинентального клімату рівнинної та передгірної частини Північної Буковини.

Зруби зі лучним типом відновлення рослинного покриву характеризуються переважанням у складі угруповань видів із евритопною та геміевритопною екологічними амплітудами за ставленням до більшості факторів (табл. 12). Серед факторів кліматопу виняток становить омброрежим, який відображає співвідношення між опадами та випаровуванням. За сприйняттям цього фактору більшість рослин належить до стенотопної та гемістенотопної фракцій. Аналогічні тенденції спостерігаємо за ставленням до окремих факторів едафотопу: зволоженості ґрунтів (Nd) та ґрунтовим сольовим режимом (Tr). Отже, саме ці три фактори можна виокремити як найвагоміші для рослинних угруповань зрубів із лучним типом відновлення.

Таблиця 12

*Відсоткове співвідношення екологічних амплітуд видів
угруповань зрубів букових лісів із лучним типом відновлення в
межах СПБ за сприйняттям факторів кліматопу й едафотопу*

Вік зрубу, роки Екологічна амплітуда		СПБ					
		Зрілий ліс	Зруби з лучним типом відновлення				
			1	5	6	7	8
Фактори кліматопу							
Тм	стенотопна	-	-	5	-	3	2
	гемістенотопна	89	47	35	56	37	39
	геміевритопна	11	45	55	44	53	49
	евритопна	-	8	5	-	7	10
Om	стенотопна	-	23	15	18	18	15
	гемістенотопна	56	67	75	78	72	78
	геміевритопна	44	10	10	4	10	7
	евритопна	-	-	-	-	-	-
Cr	стенотопна	17	5	10	7	10	7
	гемістенотопна	71	42	50	43	32	33
	геміевритопна	6	33	20	30	39	41
	евритопна	6	20	20	20	19	19
Kn	стенотопна	-	-	-	7	7	7
	гемістенотопна	39	10	10	43	43	33
	геміевритопна	55	65	50	30	30	41
	евритопна	6	25	40	20	20	19
Фактори едафотопу							
Hd	стенотопна	-	3	10	3	2	2
	гемістенотопна	61	49	65	67	56	54
	геміевритопна	11	45	25	30	42	42
	евритопна	28	3	-	-	-	2
Rc	стенотопна	-	3	6	3	3	10
	гемістенотопна	28	13	6	3	10	15
	геміевритопна	33	28	33	31	31	18
	евритопна	39	56	55	63	56	57

Продовження табл. 12

Вік зрубу, роки Екологічна Амплітуда		СПБ					
		Зрілий ліс	Зруби з лучним типом відновлення				
			1	5	6	7	8
Фактори едафотопу							
Tr	стенотопна	-	3	-	4	2	5
	гемістенотопна	87	54	50	46	40	44
	геміевритопна	13	28	40	32	48	46
	евритопна	-	15	10	18	10	5
Nt	стенотопна	-	-	-	-	-	-
	гемістенотопна	28	23	17	21	42	30
	геміевритопна	39	51	33	41	42	35
	евритопна	33	26	50	38	16	35

На зрубках у межах ОПБ загалом спостерігаємо тенденції, подібні до зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву у межах СПБ. Стенотопна фракція (стенотопи + гемістенотопи) за ставленням до факторів кліматопу переважає як у зрілому лісі, так і на всіх зрубках (табл. 13). Виняток складає лише континентальність клімату (Kn).

За ставленням до гумідності (Hd) та трофності ґрунту (Tr) тут переважають види стенотрофної фракції, а за сприйняттям ґрунтової вологості (Hd) та багатства ґрунтів на доступні форми нітрогену (Nt) – евритопної (евритопи + геміевритопи). Види стенотопної фракції щодо багатства ґрунтів на сполуки нітрогену на території острівного поширення *F. sylvatica* не виявлені.

Отже, аналіз широти екологічної амплітуди видів, що входять до складу рослинних угруповань зрілих лісів у межах СПБ і ОПБ, та видів, котрі складають фітоценози різновікових зрубів із лісовим та лучним типом відновлення рослинного покриву, допоміг виокремити фактори, щодо яких ці види найбільше вузькоспеціалізовані. До них належать усі характеристики кліматопу, окрім континентальності клімату, а також гумідність і трофність ґрунту.

Таблиця 13

*Відсоткове співвідношення екологічних амплітуд видів
угруповань зрубів букових лісів у межах ОПБ за сприйняттям
факторів кліматопу й едафотопу*

Вік зрубу, роки Екологічна Амплітуда		ОПБ					
		Зрілий ліс	1	2	3	4	5
Фактори кліматопу							
Тm	стенотопна	-	-	2	-	-	-
	гемістенотопна	70	43	44	47	52	62
	геміевритопна	30	53	52	50	44	38
	евритопна	-	4	2	3	4	-
Om	стенотопна	44	24	25	26	32	-
	гемістенотопна	53	72	70	68	64	46
	геміевритопна	3	4	5	6	4	54
	евритопна	-	-	-	-	-	-
Cg	стенотопна	3	3	9	6	7	8
	гемістенотопна	64	39	43	44	49	57
	геміевритопна	27	39	37	41	33	27
	евритопна	6	19	11	9	11	8
Kn	стенотопна	-	-	-	-	-	-
	гемістенотопна	24	8	13	16	19	15
	геміевритопна	58	50	52	56	48	58
	евритопна	18	42	35	28	33	27
Фактори едафотопу							
Hd	стенотопна	15	4	7	9	10	15
	гемістенотопна	61	46	56	59	56	62
	геміевритопна	21	46	35	32	30	23
	евритопна	3	4	2	-	4	-
Rc	стенотопна	3	-	7	3	-	4
	гемістенотопна	19	24	23	19	18	15
	геміевритопна	36	27	20	41	41	35
	евритопна	42	49	50	37	41	46

Вік зрубу, роки Екологічна Амплітуда		ОПБ					
		Зрілий ліс	1	2	3	4	5
Фактори едафотопу							
Tr	стенотопна	-	-	2	3	-	4
	гемістенотопна	87	61	56	63	81	85
	геміевритопна	13	27	35	28	19	11
	евритопна	-	12	7	6	-	-
Nt	стенотопна	-	-	-	-	-	-
	гемістенотопна	30	24	21	19	26	19
	геміевритопна	43	51	45	53	48	54
	евритопна	27	25	34	28	26	27

Д. М. Цигановим (1983), а пізніше й Я. П. Дідухом та П. Г. Плютою (1991), застосовано два варіанти розрахунку фітоіндикаційних значень факторів. В одному враховували кількісну характеристику окремих видів, в іншому – не брали до уваги коефіцієнт рясності видів. Невеликі значення похибок свідчать про точність отриманих авторами результатів. Порівняльний аналіз показав, що обидва варіанти дають досить подібні результати. Отже, при оцінюванні амплітуд толерантності рослинних угруповань до дії екологічних факторів можна нехтувати інформацією про відсоткове співвідношення окремих видів у складі досліджених угруповань.

Аналіз рослинного угруповання зрілого лісу в межах СПБ (рис. 60) виявив вузькі діапазони значень усіх досліджених факторів порівняно зі зрубамі (рис. 61–62). Отже, підтверджується факт (Казенс, 1982; Дідух, 1999; Коба, 2005) стабілізаційної ролі в угрупованні лісу деревної рослинності щодо кліматичних і едафічних факторів середовища (Дідух та ін., 1991; Дідух, Плюта, 1991; 1992).

Тож найбільше вилучення деревостану впливає на такі кліматичні показники, як термо- і омброрежим, а також на такі параметри едафотопу, як гумідність і трофність ґрунтів. Діапазони едафічних факторів значно ширші, ніж кліматичних.

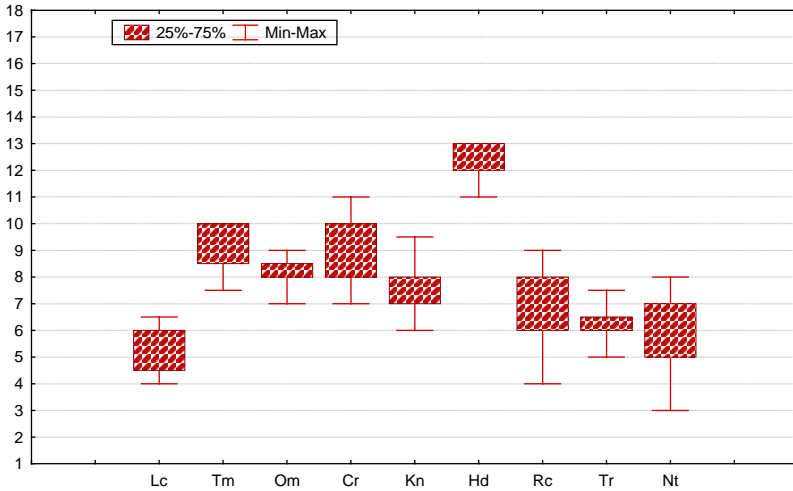


Рис. 60. Амплітуди толерантності рослинного угруповання зрілого лісу в межах СПБ до дії екологічних факторів

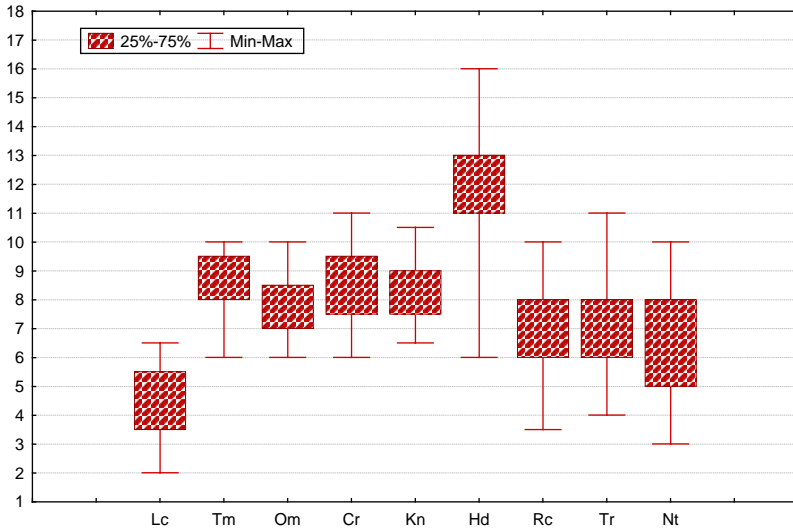


Рис. 61. Амплітуди толерантності рослинних угруповань зрубів із лісовим типом відновлення в межах СПБ до дії екологічних факторів

Порівнюючи екологічні режими, властиві лісовим та лучним екотопам, Г. М. Лисенко (2007) також зазначає неабиякі

відмінності як середніх значень величин, так і їх екстремумів. Найбільшу варіабельність, як і в нашому разі, автор зазначає за показником вологості ґрунтів. Саме цей показник, за результатами досліджень багатьох науковців (Дідух, Плюта, 1992; 1994; Кучерявий та ін., 2002; Полякова, 2006), провідний у розподілі угруповань. Втім, дослідження П.Г. Плютою фітоценозів степової частини Побужжя (Плюта, 1992) не сприяли встановленню різниці між вологістю ґрунту під лісами і луками, розміщеними на лісових галявинах і узліссях.

Другим за важливістю фактором вважають загальний сольовий режим, який у поєднанні з вологістю ґрунту, маючи широку амплітуду коливань, відіграє провідну роль у зміні рослинного покриву (Дідух, Плюта, 1992; 1994).

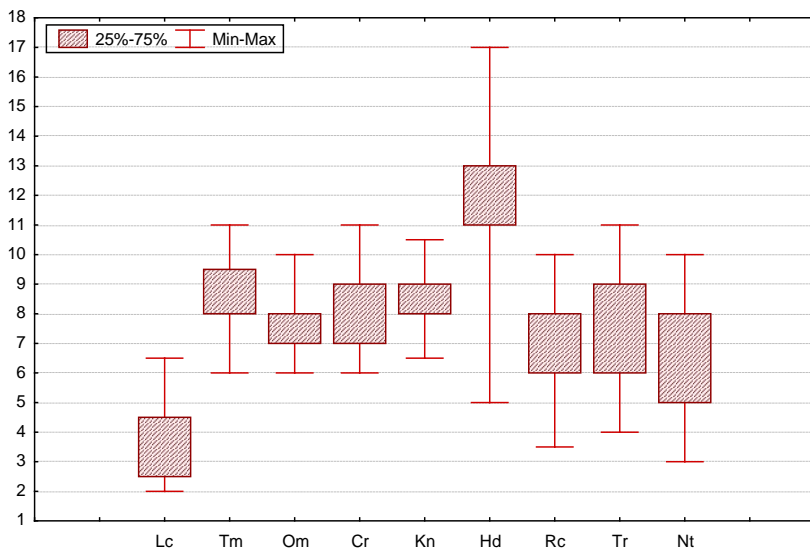


Рис. 62. Амплітуди толерантності рослинних угруповань зрубів із лучним типом відновлення в межах СПБ до дії екологічних факторів

Кріорежим, континентальність, кислотність ґрунту і вміст засвоєваних форм нітрогену не дуже змінюються після вирубування. Це, очевидно, свідчить про мезокліматичну спорідненість і генетичну однорідність ґрунтоутворюючих порід, зумовлені близьким розташуванням дослідних зрубів. Аналогічні результати отримані й

описані в науковій літературі (Сиротенко, Ткаченко 2000; Кучерявий та ін., 2002; Лысенко, 2007). Проте фахівці зауважують вміст нітрогену як найваріабельнішу величину.

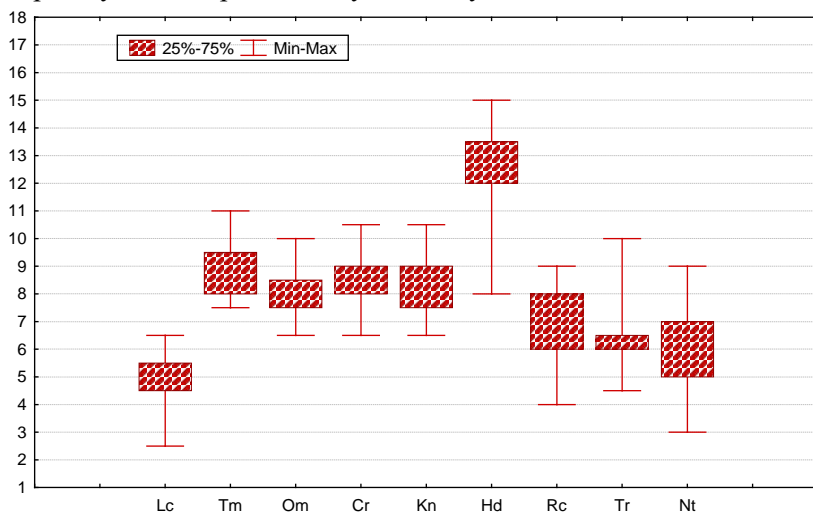


Рис. 63. Амплітуди толерантності рослинного угруповання зрілого букового лісу в межах ОПБ до дії екологічних факторів

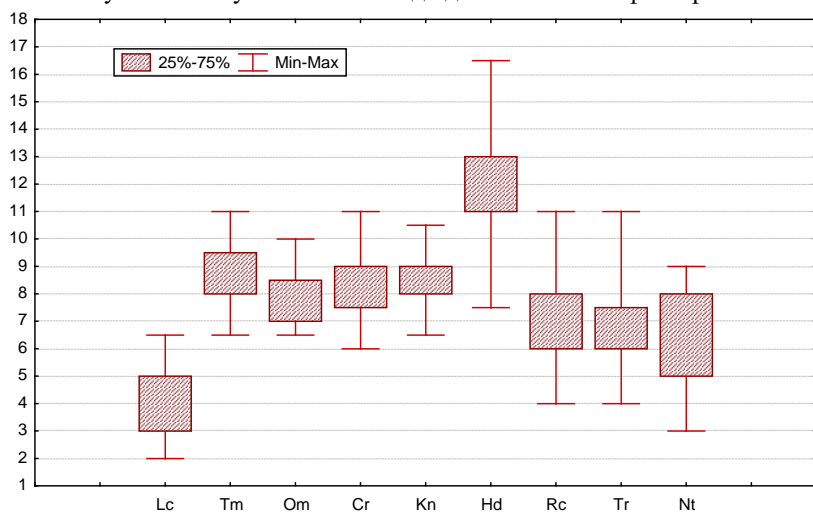


Рис. 64. Амплітуди толерантності рослинних угруповань зрубів у межах ОПБ до дії екологічних факторів

Зруби із лучним типом відновлення характеризуються найширшими межами варіабельності всіх досліджених показників.

В угрупованні зрілого лісу в межах ОПБ (рис. 63) амплітуди толерантності щодо всіх екологічних факторів, окрім кріорежиму та кислотності ґрунту, більша порівняно зі зрілим лісом у межах СПБ. Однак і різниця в ширині діапазонів екологічних чинників у межах зрілого лісу і зрубів (рис. 64) також не настільки значна, як на ділянках у межах СПБ. Так, найбільшу відмінність у величині амплітуд толерантності між зрілим лісом і зрубам виявлено за показником водного режиму ґрунтів. Ширина діапазонів за освітленістю, омброрежимом і континентальністю клімату, а також за вмістом засвоюваних форм нітрогену в межах зрілого лісу та на зрубках залишається незмінною. Проте спостерігається деяке зміщення вздовж діапазонів відсотка найчастіше зафіксованих значень.

Ординація рослинних угруповань зрубів у екологічному просторі

У сучасній екологічній науці успішно використовуються ординаційні методи (Loreau et al., 2001; Peña-Claros, 2003; Taverna et al., 2005; Качалов, 2006; Клещева, 2006; Полякова, 2006; Дідух, 2012; Жуков, 2015; Скробала та ін., 2019). Зручний і показовий ординаційний підхід у інтерпретації результатів аналізу екотопів за допомогою фітоіндикаційних шкал. Він допомагає з'ясувати характер і роль мінливості екологічних факторів через структурогенез угруповань (Ткаченко, 2003). У подібних дослідженнях зазвичай використовують дві групи методів ординації: прямої та непрямої (Цыганов, 1976; Дідух, Плюта, 1994; Новаковский, 2005). Пряма ординація полягає у ранжуванні даних уздовж реальних показників факторів середовища, які виступають провідними чинниками організації рослинності. Непряма – в упорядкуванні об'єктів за ставленням один до одного, які опосередковано виражають головні фактори середовища, котрі відображаються на осях.

На нашу думку, вдалим є запропонований Ткаченком В. С. термін *нішкове поле* (2003) для позначення простору

ординаційного поля, яке окреслюється довільною кривою по крайніх точках ординованих факторів.

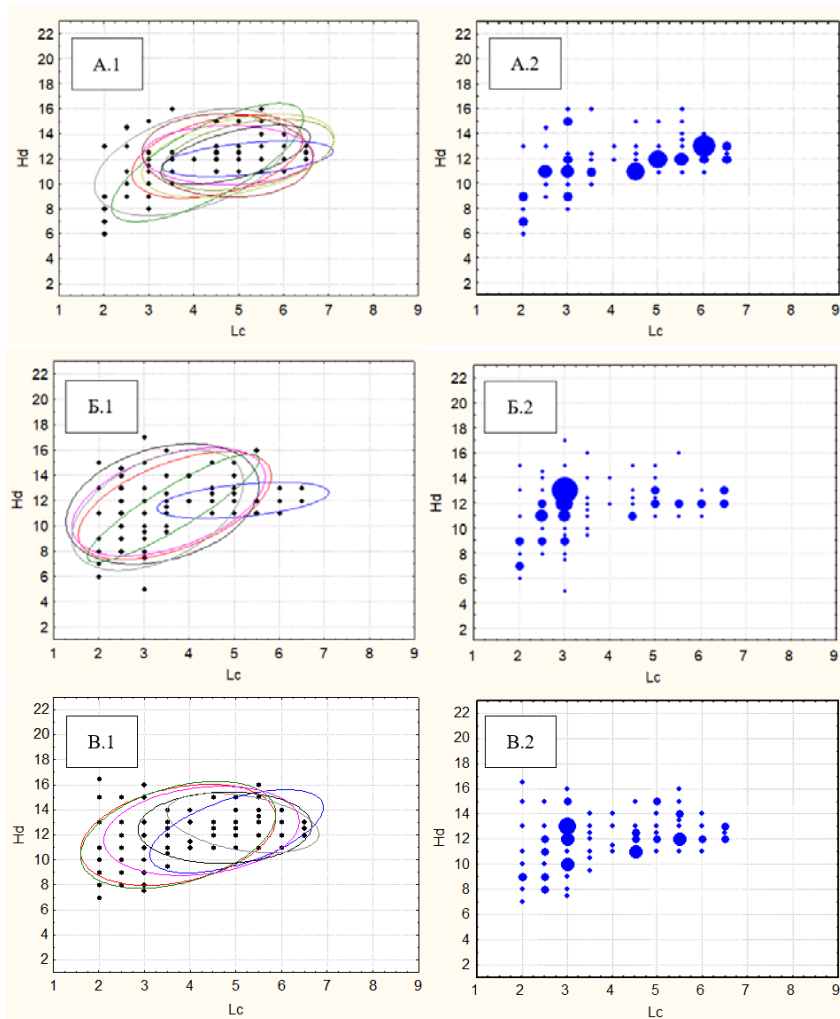


Рис. 65. Ординація угруповань зрубів букових лісів за освітленням і водним режимом ґрунту (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Як впливає з рисунків 55–73, нішові поля угруповань зрілого лісу та різновікових зрубів певною мірою перекриваються, однак не збігаються. З одного боку, це свідчення континуального характеру змін екотопів, а з іншого – відображає їх екологічну специфіку.

Ординація угруповань зрубів букових лісів у системі координат Lc і Hd (рис. 65) показала пряму залежність між даними показниками на всіх ділянках у межах СПБ незалежно від віку зрубу і типу відновлення рослинного покриву. В межах ОПБ на зрубках віком 4 і 5 років між ними зафіксовано зворотну залежність, натомість молодші зруби в межах ОПБ захоплюють нішовий простір, подібний до зрубів із лучним типом відновлення на території СПБ.

Аналіз частотного розподілу індикуваних показників виявив великий рівень їх дисперсності у нішовому полі. На зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву найбільші частотні конгломерати відповідають режиму освітленості світлих лісів та водному режиму свіжих і вологих лісо-лучних екотопів з помірним або тимчасовим надмірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту (100–180 мм). На зрубках із лучним типом відновлення режим Lc зміщується на три позиції до освітленості напіввідкритих просторів, а режим вологості ґрунту залишається в тих самих межах, що і на зрубках із лісовим типом відновлення. На зрубках у межах ОПБ помітних частотних конгломератів не було.

Ординація угруповань зрубів букових лісів у системі координат Lc і Tr (рис. 66) встановила зворотну залежність між даними показниками на усіх ділянках незалежно від віку зрубу, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*, окрім зрілого лісу в межах ОПБ. Дислокація нішових полів зрубів із лучним типом в ординаційному полі значно зсувається порівняно зі зрілим лісом у напрямку збільшення освітленості та збагачення ґрунтів на солі.

Як і в попередньому разі, екотопи досліджених зрубів виявляють високий рівень дисперсності в нішовому полі. Частотний розподіл зрубів із лісовим типом відновлення та зрубів у межах ОПБ характеризується ранжуванням дрібних конгломератів вздовж Lc при сталих значеннях Tr. На зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву окреслюється протилежна тенденція.

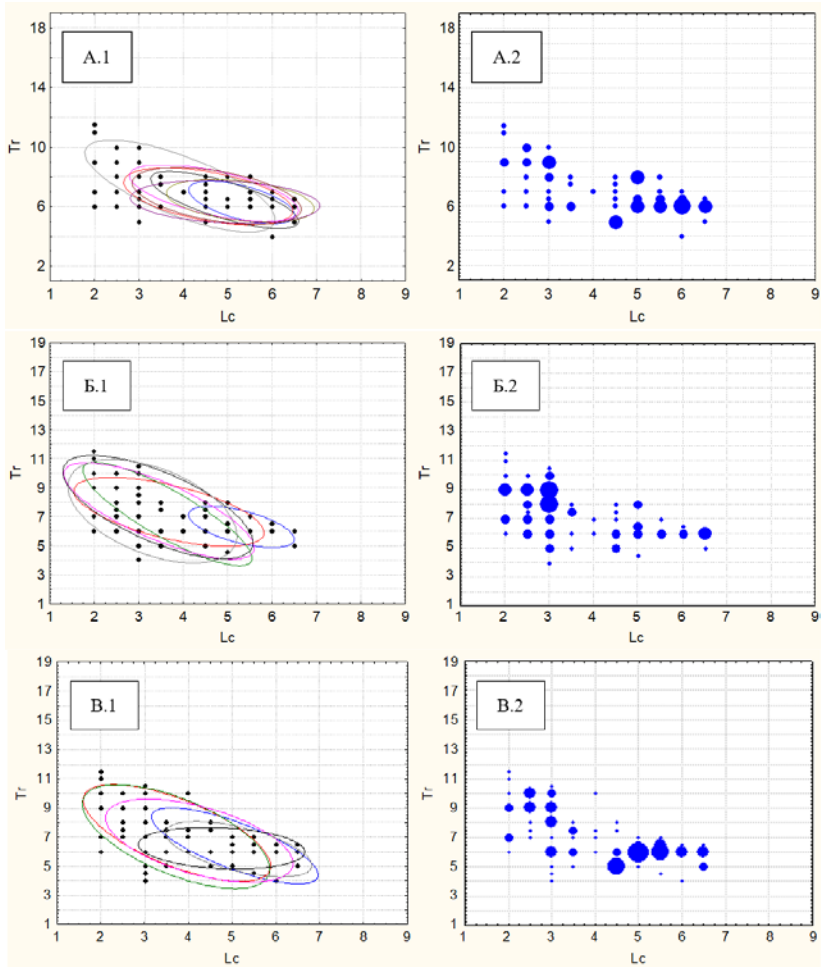


Рис. 66. Ординація угруповань зрубів букових лісів за освітленням і сольовим режимом ґрунту (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

У результаті ординації угруповань досліджених біогеоценозів за освітленням і вмістом засвоюваних форм нітрогену у ґрунтах (рис. 67) встановлено широкі межі нішових полів. На зрубках у межах СПБ, рослинний покрив яких

відновлюється за лісовим типом, і старших зрубів у межах ОПБ нішові поля мають межі подібні до зафіксованих у зрілих лісах.

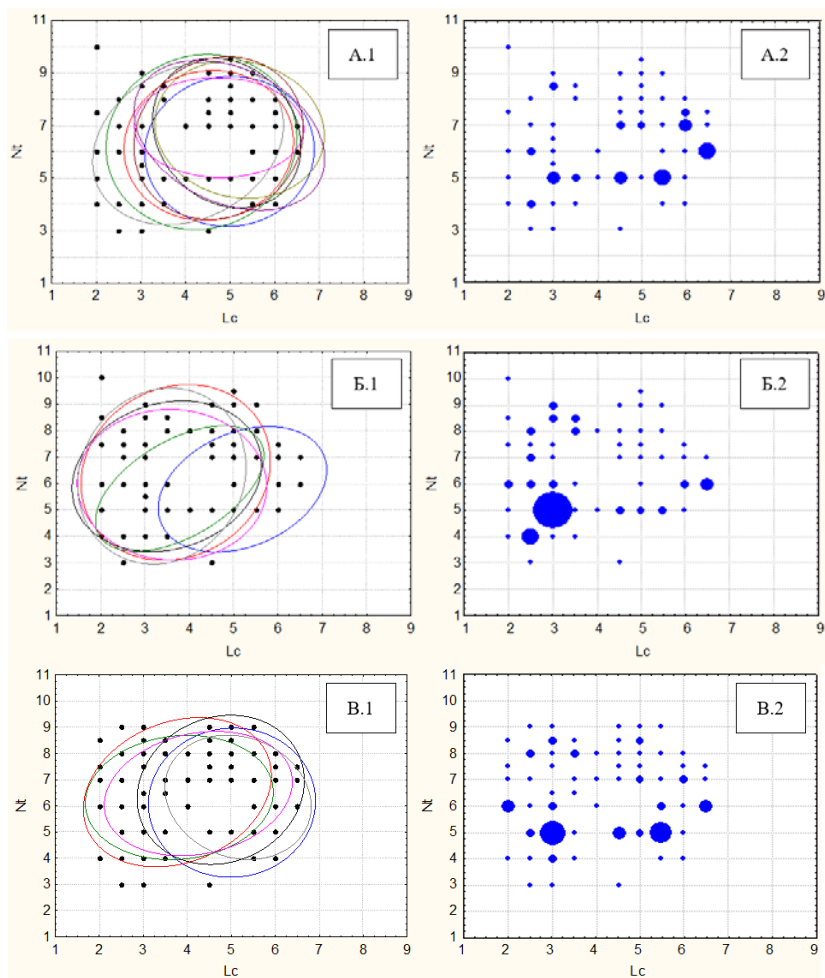


Рис. 67. Ординація угруповань зрубів букових лісів за освітленням і вмістом засвоюваного нітрогену в ґрунті (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Нішові поля зрубів із лучним типом відновлення суттєво зсуваються порівняно зі зрілим лісом у бік режиму освітлення відкритих і напіввідкритих просторів і режиму ґрунтів, багатих на мінеральний нітроген (0,4–0,5 %).

Ектопам усіх досліджених ділянок властивий високий рівень дисперсності в ординаційному полі. Аналіз частотного розподілу за зазначеними факторами на зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву розпізнав значний конгломерат на перетині осі абсцис у зоні режиму освітлення напіввідкритих просторів і осі ординат у зоні відносно забезпечених нітрогеном ґрунтів (0,3–0,4 %). На ділянках у межах ОПБ визначено аналогічний за екологічними координатами конгломерат, і ще один, менший за розмірами, на перетині осі абсцис у зоні проміжного типу режиму освітлення (між режимами світлих і темних лісів) і в області відносно забезпечених нітрогеном ґрунтів по осі ординат.

Розташування угруповання зрілого лісу в межах СПБ у системі координат T_m і K_p (рис. 68) лімітується вузькими межами за показником терморезиму (субмезотермний термоклімат із радіаційним балансом 40–50 ккал/см²). Усі зруби в межах СПБ незалежно від віку і типу відновлення рослинного покриву характеризуються ширшими межами нішового поля, порівняно зі зрілим лісом. Нішові поля зрілого лісу та різновікових зрубів у межах ОПБ майже збігаються.

Ектопам усіх ділянок незалежно від віку зрубів, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* властивий невеликий рівень дисперсності, і вони формують складні конгломерати. У нішовому полі зрубів із лісовим типом відновлення основна маса значень ранжується щодо терморезиму за сталих показників частот розподілу континентальності клімату на рівні, який відповідає режиму геміокеанічного клімату. Аналогічна тенденція спостерігається і на зрубках із лучним типом відновлення. Відмінність полягає тільки у розмірах конгломератів. На ділянках у межах ОПБ чітко вирізняються два конгломератні масиви. Перший аналогічний до виявлених у межах СПБ, а другий дислокований у межах субокеанічного режиму. Втім, за координатами терморезиму вони збігаються.

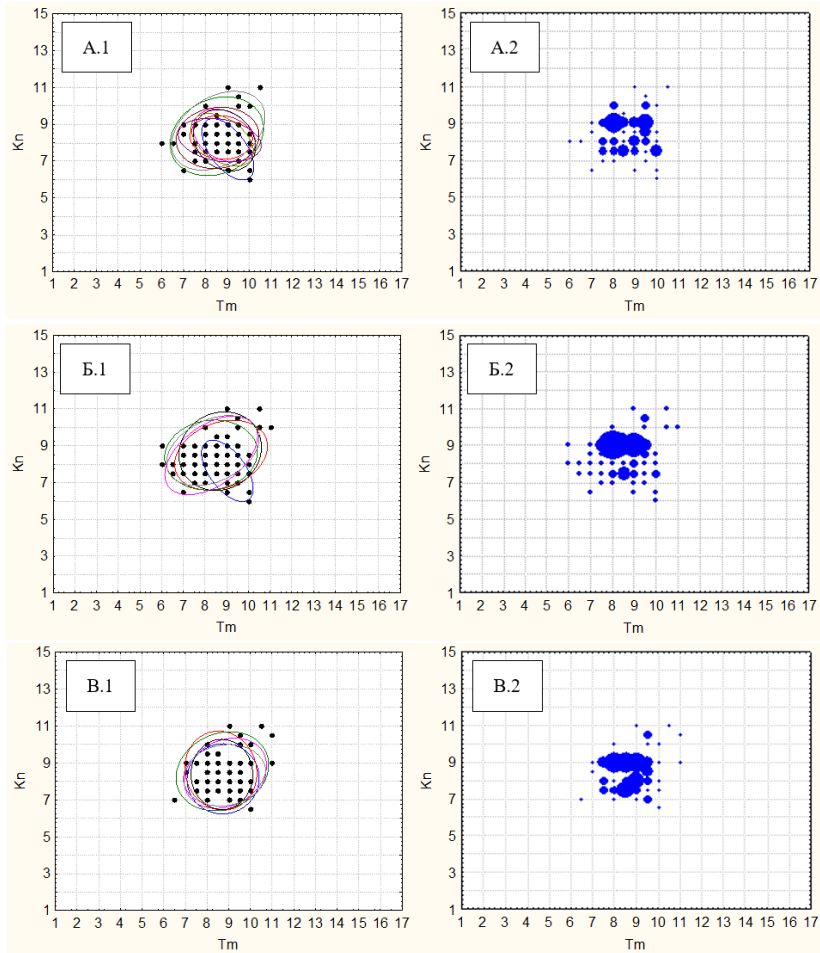


Рис. 68. Ординація угруповань зрубів букових лісів за термічним режимом і континентальністю клімату (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

В ординаційному полі T_m і R_c (рис. 69) нішове поле обох зрілих лісів лімітується чинником терморезиму. Зрубам віком 3 і 7 років із лісовим типом відновлення притаманне менше нішове

полям порівняно зі зрілим лісом. За кислотним режимом ґрунтів виявлено широкі межі – від рослин кислих (рН 4,5–5,4) до видів нейтральних (рН 6,5–7,1) ґрунтів.

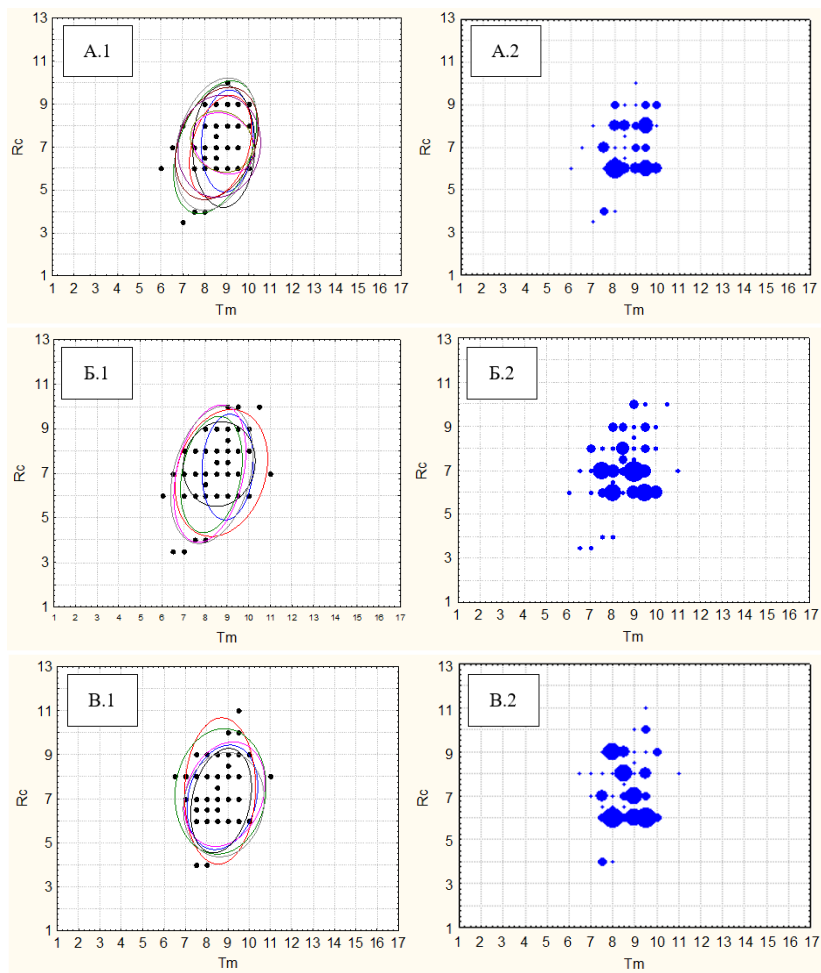


Рис. 69. Ординація угруповань зрубів букових лісів за термічним режимом і кислотністю ґрунту (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

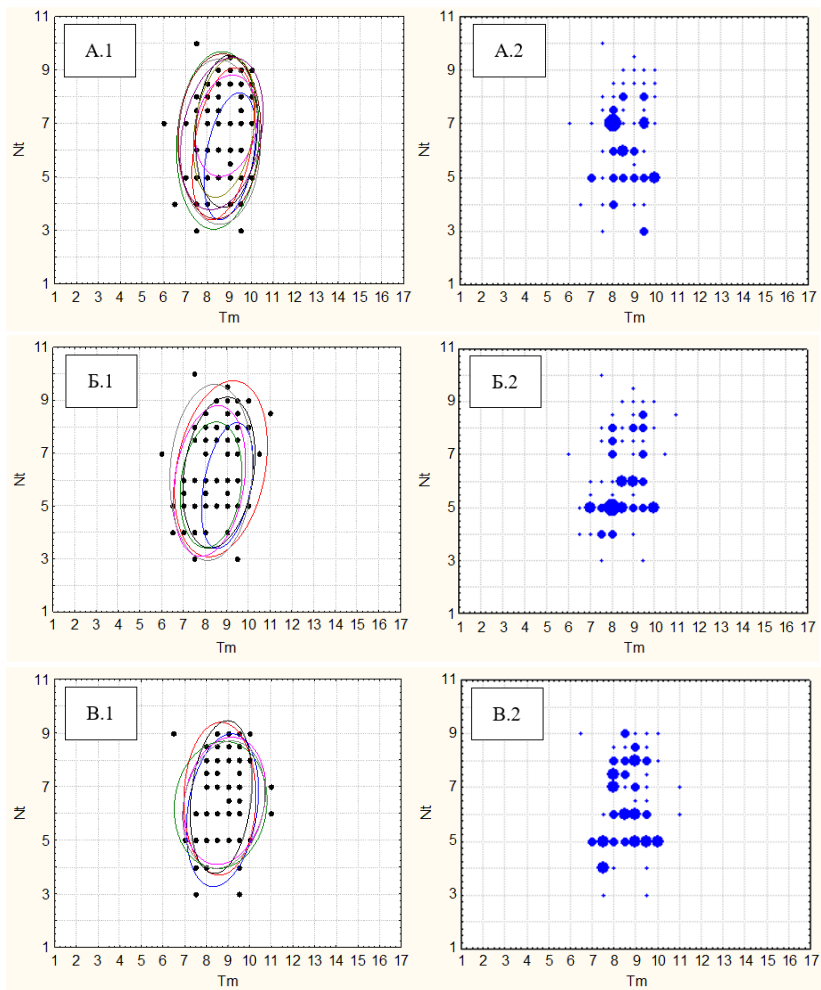


Рис.70. Ординація угруповань зрубів букових лісів за термічним режимом і вмістом засвоюваного нітрогену в ґрунті (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Частотний аналіз досліджених угруповань в ординаційному полі термічного режиму (T_m) та кислотності ґрунту (R_c) виявив

складну структуру багаторівневих конгломератних масивів, які ранжуються за обома цими показниками (рис. 69). Відмінності за результатами частотного аналізу між зрубамі з різними типами відновлення рослинного покриву та між різними частинами ареалу *F. sylvatica* несуттєві.

Формуючись вузькими межами терморежиму, нішові поля зрубів за показниками T_m і N_t (рис. 70) видовжені вздовж осі вмісту у ґрунтах засвоєваних форм нітрогену. Цікавий результат отриманий у результаті проведеного частотного аналізу для дослідних зрубів. Незалежно від типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*, на усіх ділянках встановлено складну мережу дрібних паралельних конгломератів, які ранжуються як уздовж осі абсцис, так і вздовж осі ординат.

Ординація угруповань зрубів букових лісів в системі координат водного (H_d) і термічного (T_m) режимів (рис. 71) виявила зворотну залежність між даними показниками на усіх зрубках незалежно від їх віку, типу відновлення та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Зрілий ліс у межах СПБ характеризується нішовим полем у кілька разів меншим порівняно зі зрубамі та зрілим лісом у межах ОПБ.

Аналіз за частотним розподілом виявив збіг нішового поля зрілого лісу і найбільшого конгломерату в ординаційному полі екотопу зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву за показниками H_d і T_m , який відповідає мезотермному (40–50 ккал/см²) температурному режиму і водному режиму рослин свіжих лісо-лучних екотопів з повним промочуванням кореневмісного шару. На зрубках із лучним типом відновлення конгломерат зсувається за віссю T_m , однак залишається в межах мезотермного режиму цього фактору.

Щодо показників O_m і K_p (рис. 72) нішове поле угруповання зрілого лісу в межах СПБ лімітується омброрежимом (-1100 – -600 мм). Орієнтація в ординаційному полі цих факторів угруповань зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву значно залежить від віку зрубів. Для зрубів із лучним типом відновлення та ділянок у межах ОПБ такої залежності не з'ясовано. На всіх дослідних ділянках яскраво виражене домінування двох великих

конгломератів, розташованих на перетині субокеанічного режиму континентальності клімату і семіомброфітному режиму за шкалою аридності-гумідності клімату.

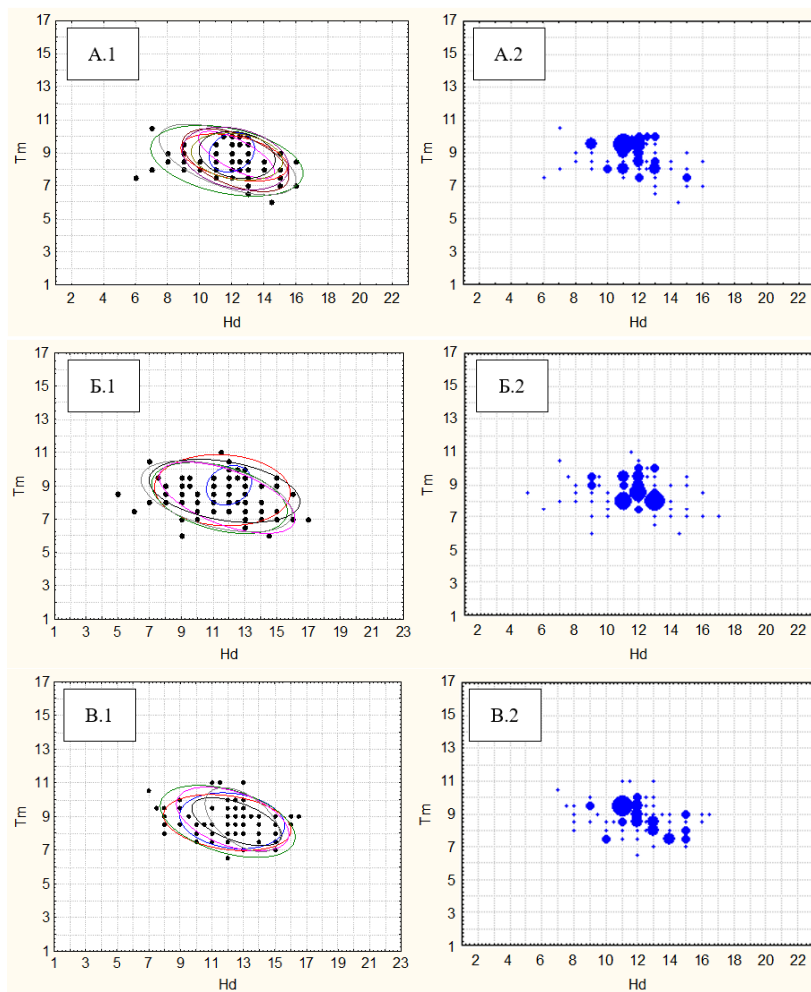


Рис. 71. Ординація угруповань зрубів букових лісів за водним і термічним режимами (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

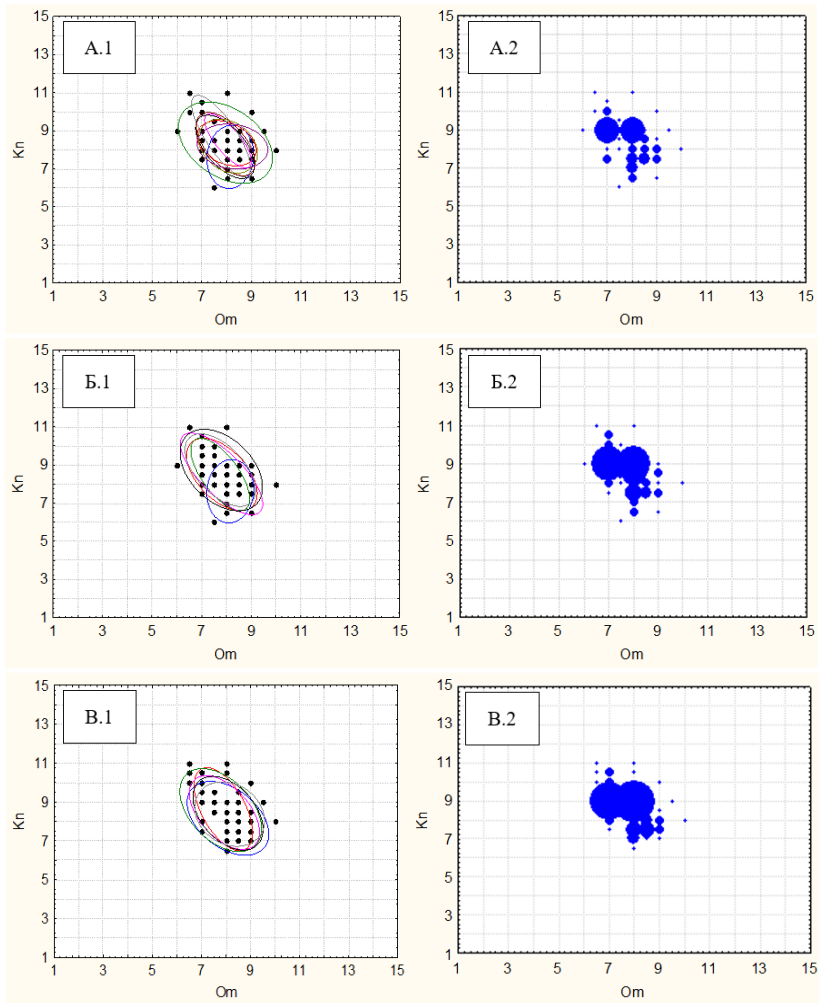


Рис. 72. Ординація угруповань зрубів букових лісів за відношенням до вологості і континентальності клімату (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Ординація за такими факторами кліматопу, як Om і Cr (рис. 73) розпізнала подібні тенденції в дислокації в ординаційному полі усіх досліджених зрубів. Однак

спостерігається неабиякий зсув зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву порівняно зі зрілим лісом за віссю терморезиму.

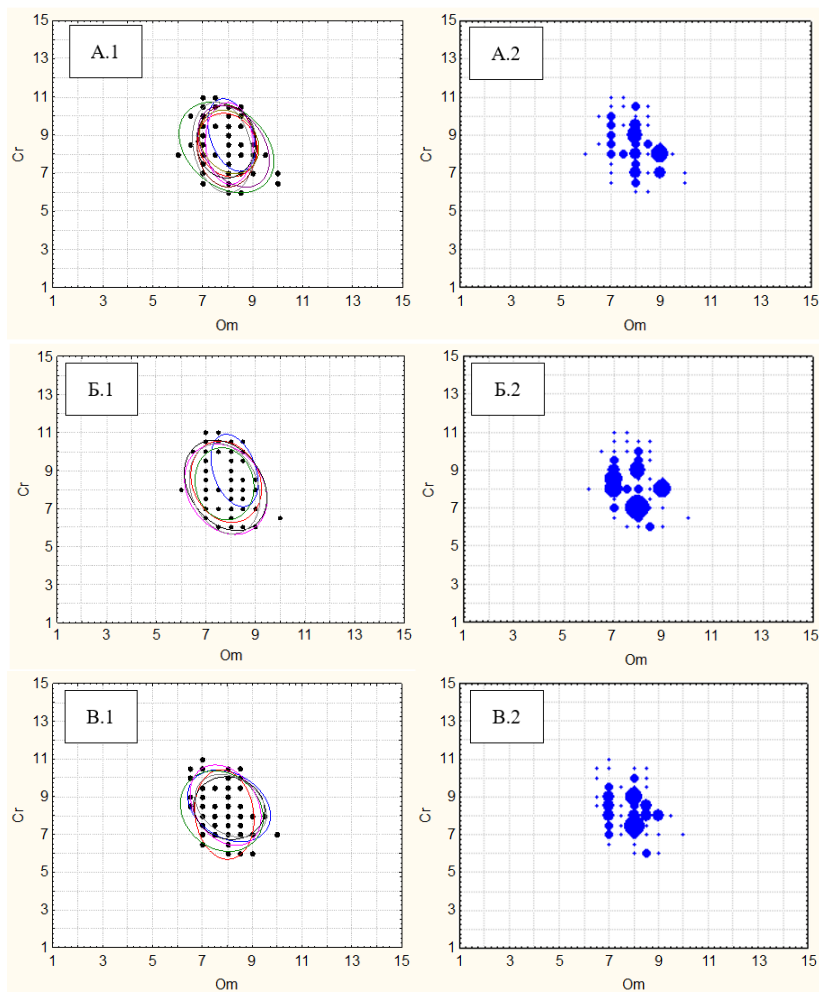


Рис. 73. Ординація угруповань зрубів букових лісів за вологостю клімату і суворостю зим (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Угрупування 2-річного зрубу з лісовим типом відновлення рослинного покриву характеризується найбільшим з-поміж усіх нішовим простором (рис. 73). Аналіз частотного розподілу угруповань в ординаційному полі Om і Cг виявив на всіх дослідних ділянках складні системи конгломератів, ранжованих за морозністю клімату від -18°C до $+2^{\circ}\text{C}$ за відносно сталих значень омброрежиму.

Ординація угруповань зрубів букових лісів у системі координат Om і Hd (рис. 74) показала безпосередню залежність між даними показниками. Нішове поле зрілого лісу на території СПБ має вузчі межі за обома показниками порівняно зі зрубамі. Цікаво, що 5-річні зруби як із лісовим, так і з лучним типами відновлення рослинного покриву характеризуються дуже подібним розташуванням нішових полів у системі координат Om і Hd, суттєво відрізняючись при цьому за формою нішових полів від угруповань інших зрубів.

Аналіз розподілу індикованих показників за частотою трапляння на зрубах із лісовим типом відновлення в межах СПБ встановив частотний конгломерат, розташований на перетині з віссю Om у значенні $-1000 - -800$ мм та з віссю Hd у значенні $100 - 145$ мм. На зрубах із лучним типом відновлення вирізняються три конгломерати. Один із них збігається в ординаційному просторі із описаним, другий характеризується такими самими координатами за ставленням до омброрежиму та значенням гумідності ґрунту $145 - 150$ мм, третій має спільні із першим координати за сприйняттям гумідності ґрунту та значення омброрежиму $-1200 - -1000$. На зрубах у межах ОПБ два головні частотні конгломерати збігаються за координатами з першими двома, описаними для зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву.

Ординаційний аналіз досліджених зрубів за Kп і Hd (рис. 75) показав, що розміри нішового поля зрілого лісу в межах СПБ лімітуються фактором водного режиму ґрунту. Свіжий зруб із лісовим типом відновлення рослинного покриву, а також зруби віком 7 і 8 років, навпаки, – фактором континентальності клімату. Нішові поля зрубів у межах ОПБ містять нішове поле зрілого лісу. Для зрубів у межах СПБ, незалежно від віку і типу відновлення, спостерігається зсув щодо нішового поля зрілого лісу за віссю

континентальності. Так, діапазон контрасторезиму для зрілого лісу становить 101–140 % і відповідає субокеанічному, для зрубів – 111–160 % і відповідає субконтинентальному.

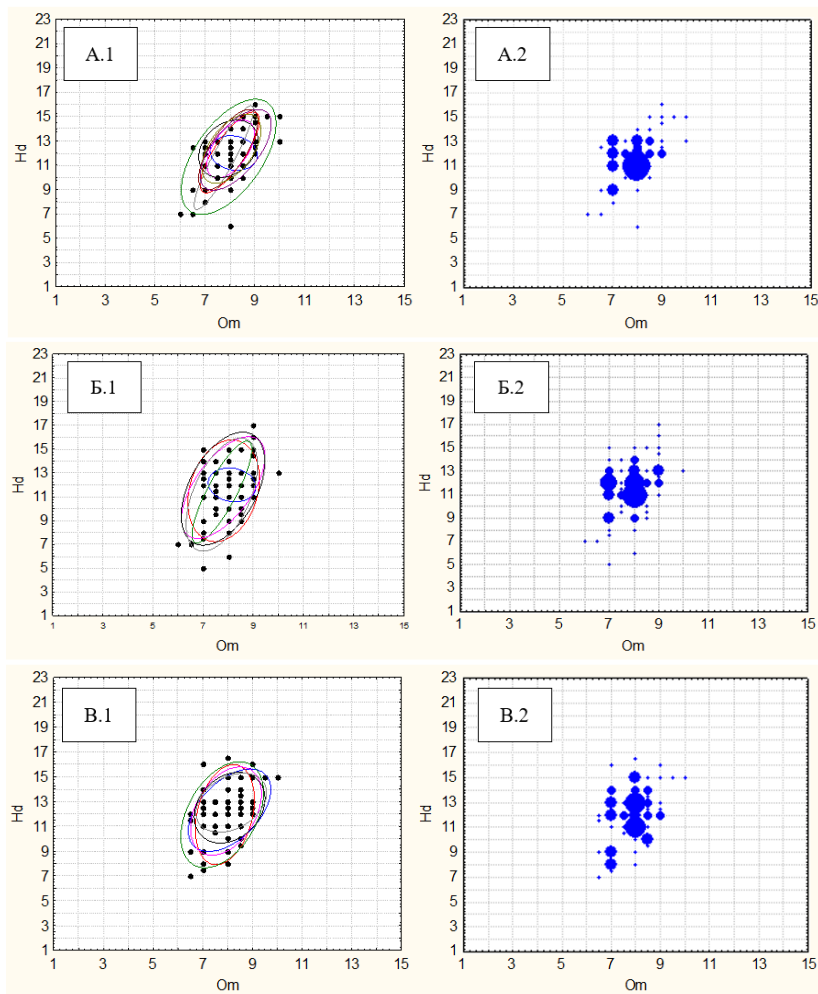


Рис. 74. Ординація угруповань зрубів букових лісів за вологістю клімату і водним режимом ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

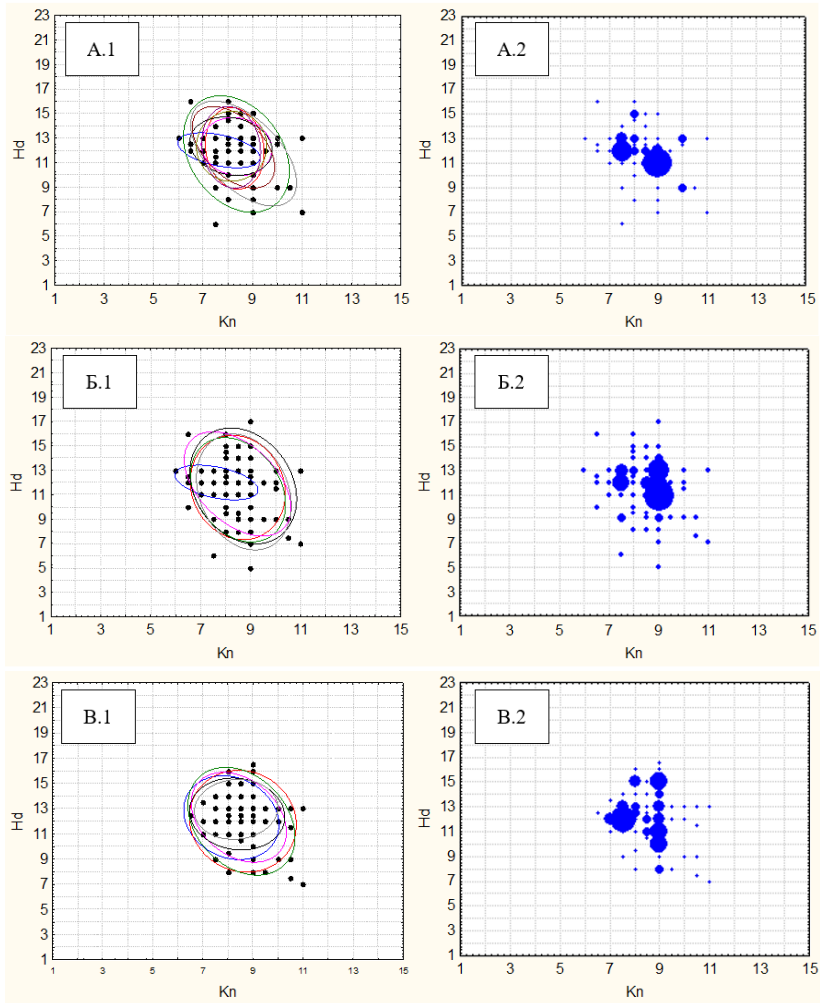


Рис. 75. Ординація угруповань зрубів букових лісів за відношенням до континентальності клімату і водного режиму ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву частотний аналіз трапляння видів виявив два значних конгломерати. Обидва за показником континентальності перебувають у межах

субокеанічного режиму Кп, а за ставленням до Hd у межах режиму свіжих лісо-лучних екотопів з повним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами і талими водами (100–145 мм). В ординаційному полі зрубів із лучним типом відновлення діагностовано ще один конгломерат із аналогічними координатами за Кп, який відповідає режиму вологих лісо-лучних екотопів з повним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами і талими водами за Hd. В ординаційному полі ділянок у межах ОПБ спостережено складну систему конгломератів, більшість яких ранжується за Hd (від свіжих лісо-лучних екотопів до сирих лісо-лучних із майже сталим капілярним зволоженням кореневмісного шару ґрунту (185–235 мм), але координати Кп залишаються незмінними і відповідають субокеанічному режиму цього фактору.

Ординація угруповань зрубів букових лісів у системі координат Rc і Кп (рис. 76) показала пряму залежність між даними показниками на всіх ділянках у межах СПБ незалежно від віку зрубів і типу відновлення рослинного покриву. Нішові поля зрілих лісів у межах СПБ і ОПБ мають подібну дислокацію в ординаційному полі даних показників. Зруби віком 3 і 7 років із лісовим типом відновлення характеризуються найменшими нішовими полями, які лімітуються кислотністю ґрунтів. Нішові поля усіх інших зрубів незалежно від віку, типу відновлення на них рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* ординуються за показниками Rc у межах від кислих до нейтральних ґрунтів (рН 4,5–7,1). В ординаційному полі зрубів із лісовим типом відновлення в межах СПБ можна виділити три вагомні частотні конгломерати, які ранжуються за сприйняттям кислотності ґрунту в межах режиму слабкокислих ґрунтів. На зрубках із лучним типом відновлення за цими самими координатами визначено два великих конгломерати. У межах ОПБ відкрито складну систему конгломератів, ранжованих за Rc від слабкокислого до нейтрального режимів.

За результатами ординаційного аналізу досліджених угруповань у системі координат Hd і Rc (рис. 77) важко виділити головну тенденцію взаємовпливу цих двох чинників. Нішові поля дослідних ділянок залежно від віку зрубів, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* ранжуються в ординаційному полі щодо Hd у межах від режиму сухуватих лучно-степових екотопів з незначним промочуванням

кореневмісного шару ґрунту опадами і талими водами (60–70 мм) до сирих лісо-лучних екотипів з майже сталим капілярним зволоженням кореневмісного шару ґрунту (185–235 мм).

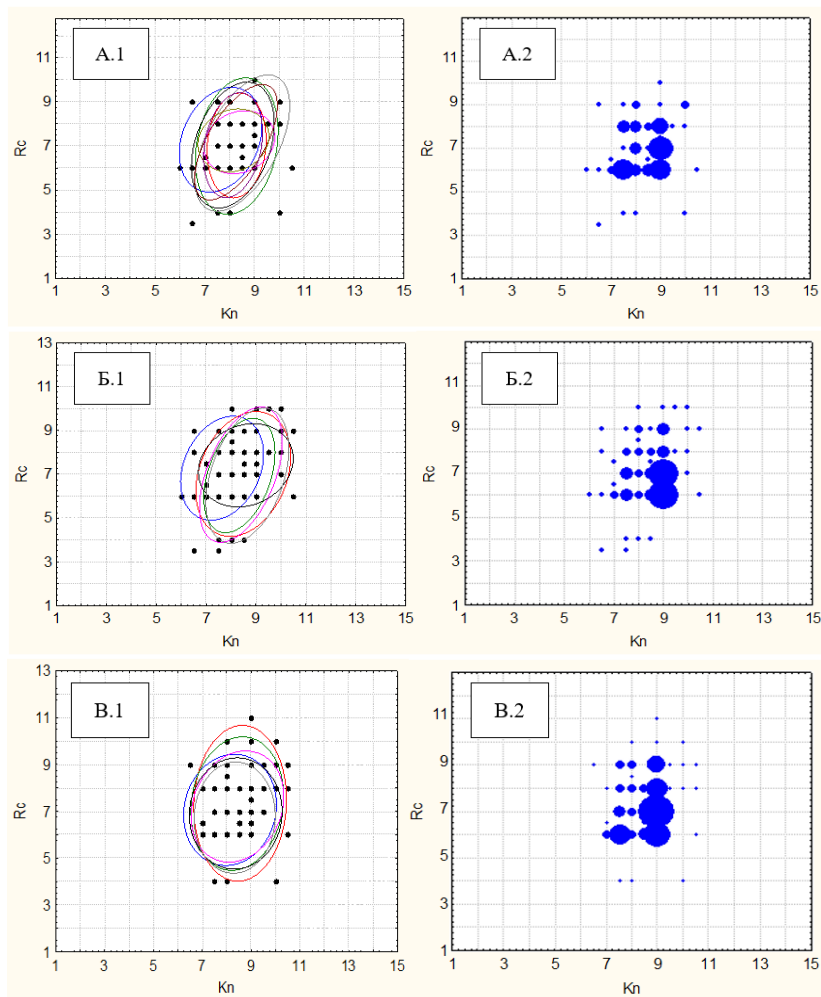


Рис. 76. Ординація угруповань зрубів букових лісів за континентальністю клімату і кислотним режимом ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

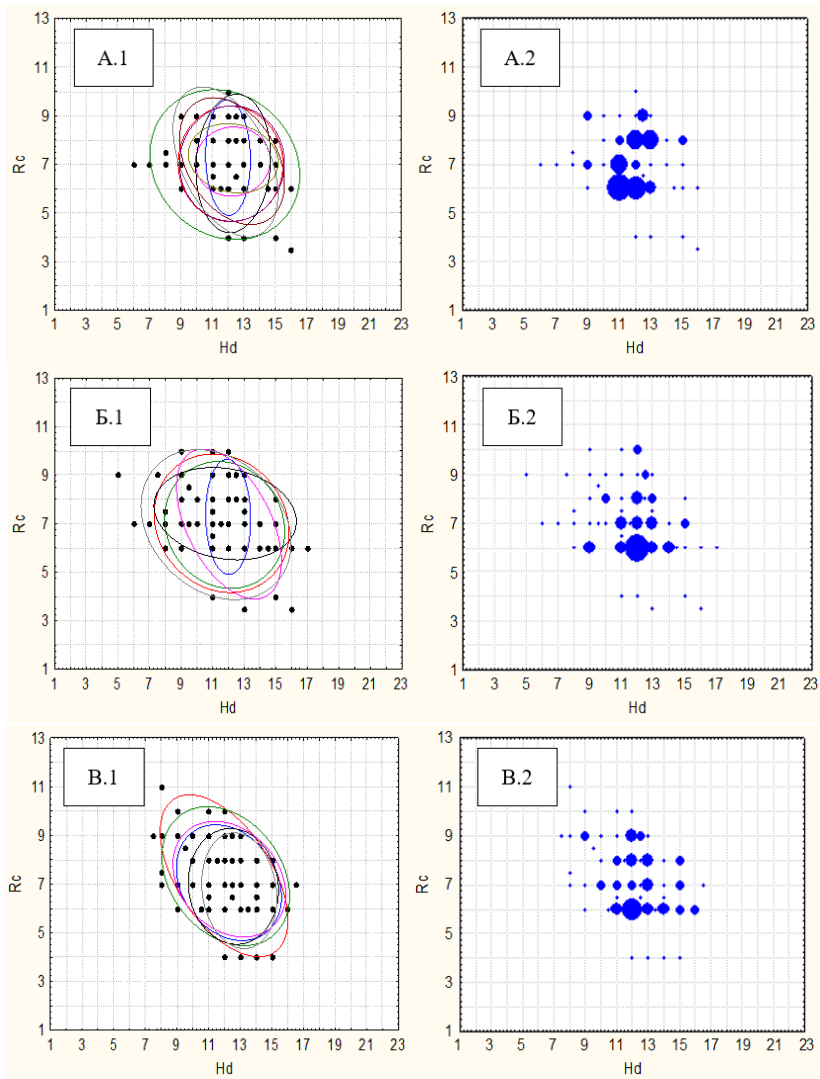


Рис. 77. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставленням до водного і кислотного режимів ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Щодо R_c нішові поля угруповань зрілих букових лісів та зрубів ранжуються в межах від режиму кислих дерново-підзолистих ґрунтів (рН 4,5–5,5) до режиму лужних ґрунтів (рН 7,2–8,0). Аналіз частотного розподілу індикуваних показників виявив з'ясував рівень їх дисперсності у нішовому полі з наявністю системи дрібних, нерівномірно розташованих конгломератів.

Ординація угруповань зрубів букових лісів у системі координат H_d і T_r (рис. 78) встановила пряму залежність між даними показниками на усіх ділянках незалежно від віку зрубу, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. У межах СПБ нішові поля зрубів у набагато разів більші порівняно із нішовим полем зрілого лісу. Так, сольовий режим зрілого лісу коливається в межах вмісту солей від 95 до 200 мг/л, що відповідає режимам небагатих на солі ґрунтів та ґрунтів, збагачених на солі. Однак для зрубів ці межі розширюються і коливаються від режиму бідних на солі сильно вилужених ґрунтів (75–100 мг/л) до режиму ґрунтів із карбонатним типом засолення. Окрім цього, розміри нішового поля зрілого лісу в межах ОПБ також перевищують розміри нішового поля зрілого лісу в межах СПБ у кілька разів. Аналіз частотного розподілу в ординаційному полі H_d і T_r показав для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ та зрубів у межах ОПБ наявність одного конгломерату значних розмірів на перетині координат H_d у значенні 145–150 мм і T_r у значенні 95–100 мг/л. Система конгломератів, виявлених в ординаційному полі зрубів із лучним типом відновлення, складається з великої кількості конгломератів невеликого і середнього розмірів.

Місце нішових полів досліджених зрубів в ординаційному полі за факторами H_d і N_t (рис. 79) не виявляє суттєвої залежності від віку зрубу, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Вони охоплюють діапазон екоотопів від дуже бідних (0,05–0,2 %) на мінеральний нітроген ґрунтів до ґрунтів, багатих на доступний нітроген (0,4–0,5 %). Аналіз частотного розподілу індикуваних показників констатував значний рівень їх дисперсності у нішовому полі. Найбільший частотний конгломерат для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву відповідає

грунтам, відносно бідним на мінеральний нітроген і свіжим лісо-лучним екотопам з повним промочуванням кореневмісного шару талими водами й опадами.

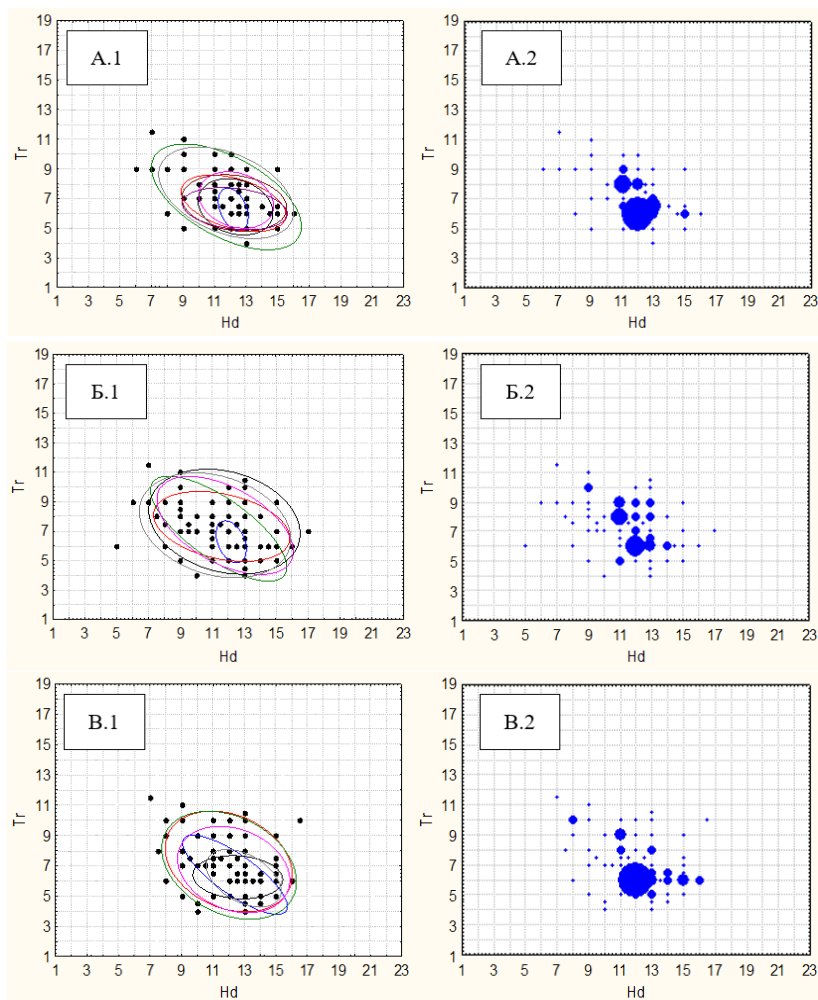


Рис. 78. Ординація угруповань зрубів букових лісів за сприйняттям водного і сольового режимів ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

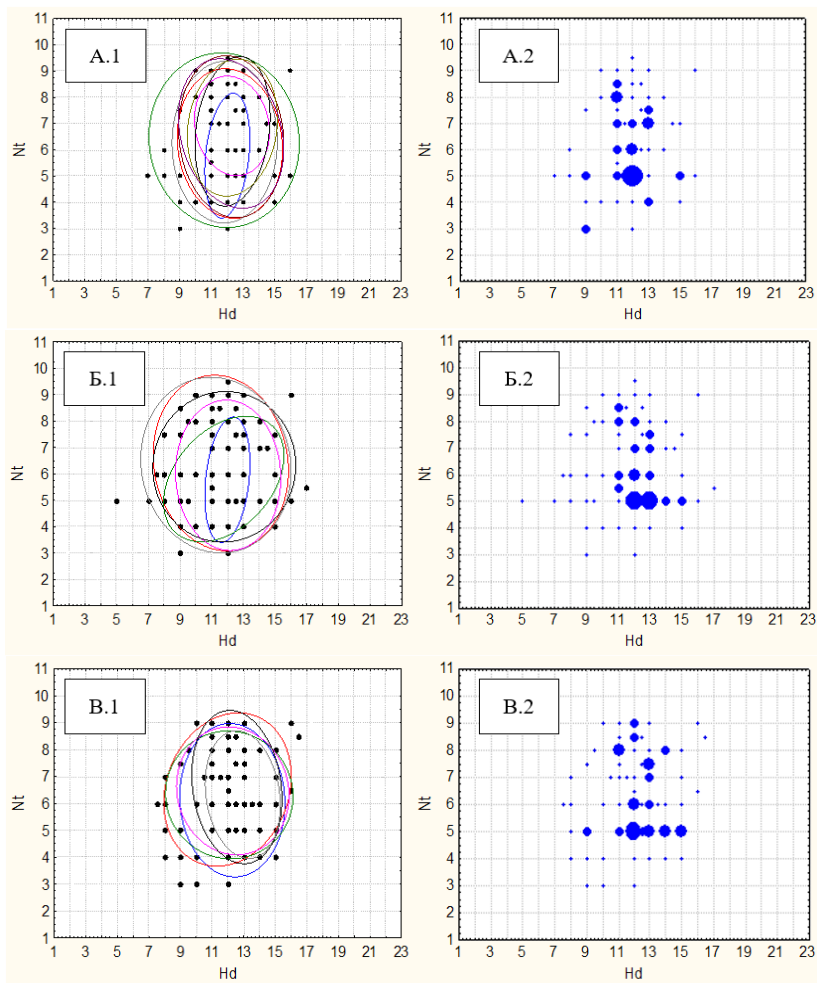


Рис. 79. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставленням до водного режиму ґрунтів і вмістом засвоєного нітрогену в ґрунті (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Для зрубів із лучним типом відновлення, окрім зазначеного конгломерату, можна вказати ще один із аналогічними координатами щодо Nt, який відповідає вологим лісо-лучним

екотопам із тимчасовим надмірним зволоженням кореневмісного шару ґрунтів ґрунтовими водами.

Щодо R_c і T_r досліджені угруповання ранжуються так (рис. 80). Нішові поля усіх ділянок мають ширші межі відносно кислотного режиму ґрунтів та значно вужчі щодо загального сольового режиму. Аналіз частотного розподілу в ординаційному полі даних чинників виявив на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ і ділянках у межах ОПБ найбільші частотні конгломерати в умовах, перехідних від режиму кислих до режиму слабкокислих ґрунтів за ставленням до R_c і перехідних від режиму небагатих на солі до режиму збагачених солями ґрунтів за сприйняттям T_r . На зрубках із лучним типом відновлення, окрім конгломерату з описаними координатами, формується рівнозначний йому за розмірами конгломерат на перетині значення R_c , яке відповідає режиму слабкокислих ґрунтів, та значення T_r відповідного режиму багатих, забезпечених солями ґрунтів.

Унаслідок ординації угруповань досліджених біогеоценозів за R_c і N_t (рис. 81) виявлено широкі межі нішових полів. У межах СПБ нішові поля 7-річних зрубів незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву лімітуються фактором кислотності ґрунту. А нішове поле 3-річного зрубку з лісовим типом відновлення лімітується зразу обома аналізованими факторами. Аналіз частотного розподілу індикованих показників показав великий рівень їх дисперсності у нішовому полі. На всіх дослідних ділянках найбільші частотні конгломерати ранжуються вздовж R_c при сталому значенні N_t , яке відповідає режиму відносно бідних на засвоюваний нітроген ґрунтів і вздовж N_t за сталого значення R_c , відповідного рН 5,5.

Ординація угруповань зрубів букових лісів за T_r і N_t (рис. 82) засвідчила, що відносно N_t нішові поля зрубів у межах СПБ незалежно від типу відновлення рослинного покриву ширші, ніж у межах ОПБ. Найбільші частотні конгломерати в ординаційному полі зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ зафіксовані вздовж осі N_t у діапазоні значень від 0,2 (відносно бідні на нітроген ґрунти) до 0,4 % (відносно забезпечені мінеральним нітрогеном ґрунти), за сталого значення T_r 150 мг/л (ґрунти на межі між небагатими та збагаченими солями).

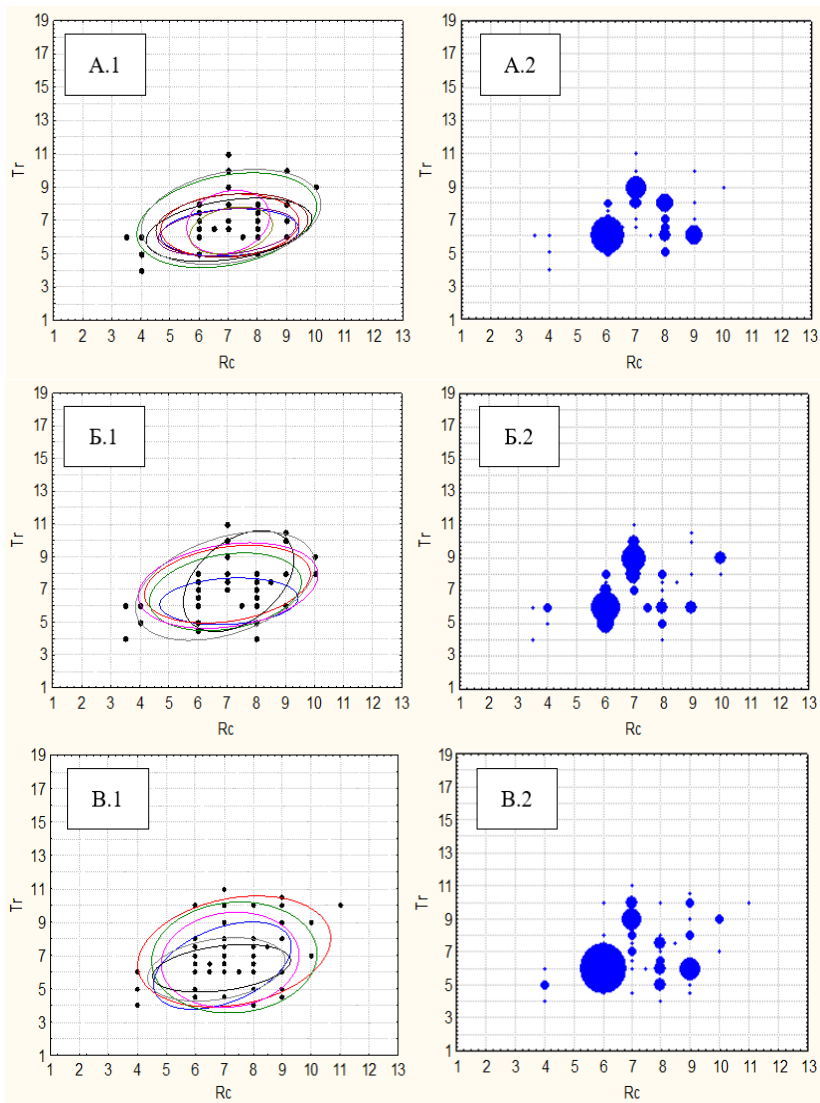


Рис. 80. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставленням до кислотного і сольового режиму ґрунтів (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

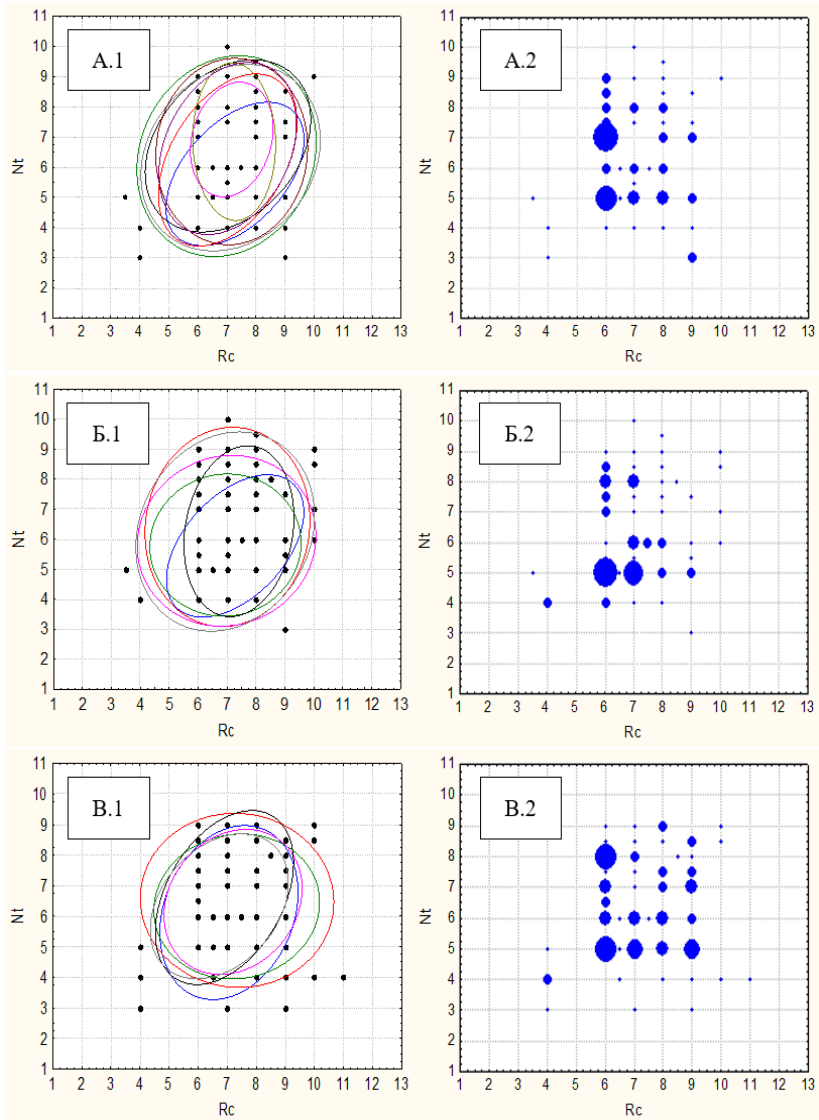


Рис. 81. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставлення до кислотного режиму ґрунтів і вмістом засвоєного нітрогену в ґрунті (1) та частиний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

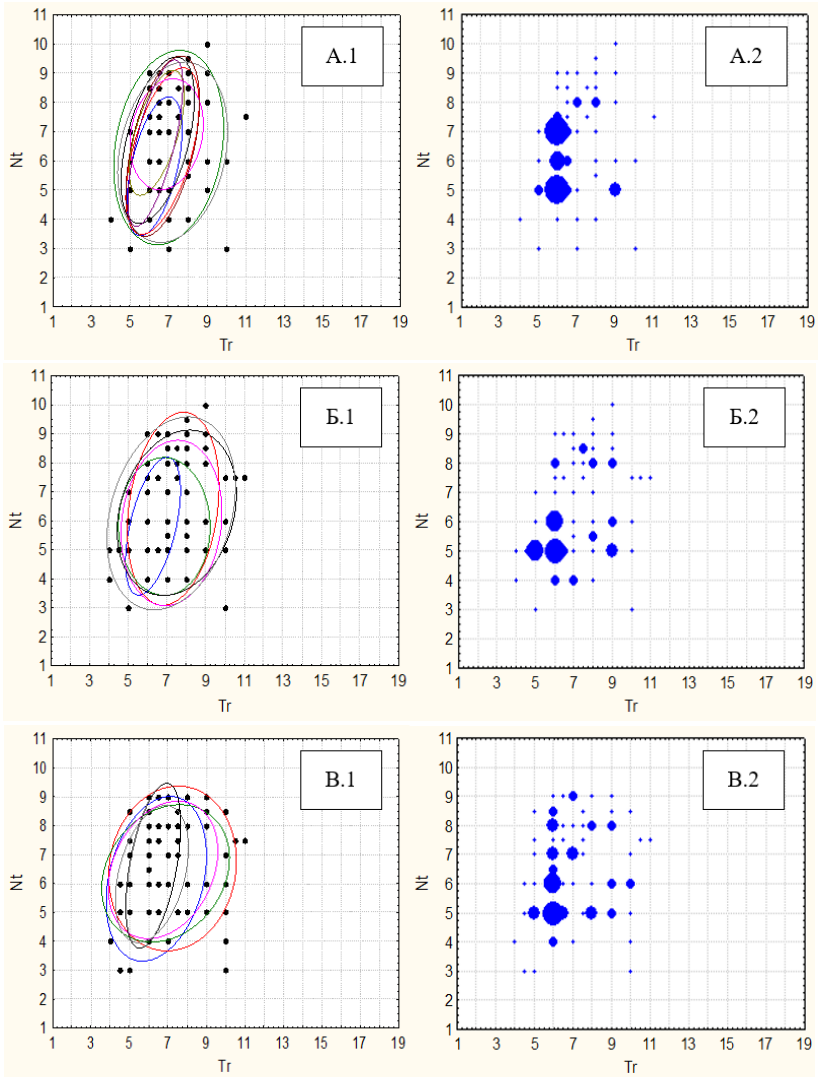


Рис. 82. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставленням до сольового режиму ґрунтів і вмістом засвоюваного нітрогену в ґрунті (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Усі зруби незалежно від віку, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* характеризуються малими розмірами нішових полів у ординаційному полі за сприйняттям термічного режиму (Тm) та вологості клімату (Om) і лімітуються фактором вологості клімату (рис. 83). Встановлено зворотну залежність між даними показниками на всіх дослідних ділянках. Аналіз частотного розподілу в ординаційному полі даних чинників встановив на усіх ділянках густу сітку частотних конгломератів, які зливаються у мегаконгломерати, котрі охоплюють більшу частину нішових полів дослідних ділянок.

Результати площинної ординації дають змогу проаналізувати попарні взаємовідносини досліджених факторів. Повнішому уявленню про особливості екотопу сприяє гіперпросторова ординація, допомагаючи оцінити нішовий простір, який містить характеристики всіх індикованих абіотичних факторів середовища. При побудові ординаційних поліграм нішових просторів дослідних ділянок виникає проблема незіставності між собою бальної оцінки інтенсивності впливу різних факторів на угруповання, пов'язана з різною розмірністю градації окремих факторів. Так, розмірність екологічної шкали освітленості (Lc) становить 9 балів, вмісту нітрогену у ґрунтах (Nt) – 11, кислотності ґрунту (Rc) – 13, континентальності (Kn), морозності (Cr) та вологості клімату (Om) – 15, терморезиму (Тm) – 17, загального сольового режиму ґрунту (Tr) – 19, вологості ґрунту (Hd) – 23 бали.

Уникнути цієї проблеми можна, скориставшись розрахунком показника ступеня перекриття екологічних шкал, запропонованого Я. П. Дідухом і П. Г. Плютою (Дідух, Плюта, 1991, Дідух та ін., 1992), який є величиною відносною і обчислюється як відсоток різниці між максимальним і мінімальним балами в діапазоні градації для окремого рослинного угруповання від максимального для даної шкали бала. Д. М. Циганов (1983) серед видів-індикаторів виділяє моноіндикатори, які індикують даний тип режиму фактору тільки своєю наявністю, та коніндикатори – індикують його тільки спільно з участю інших. Визначення ступеня перекриття екологічних шкал базується на явищі коніндикації, а застосовані нами вище методи відображали результати моноіндикації.

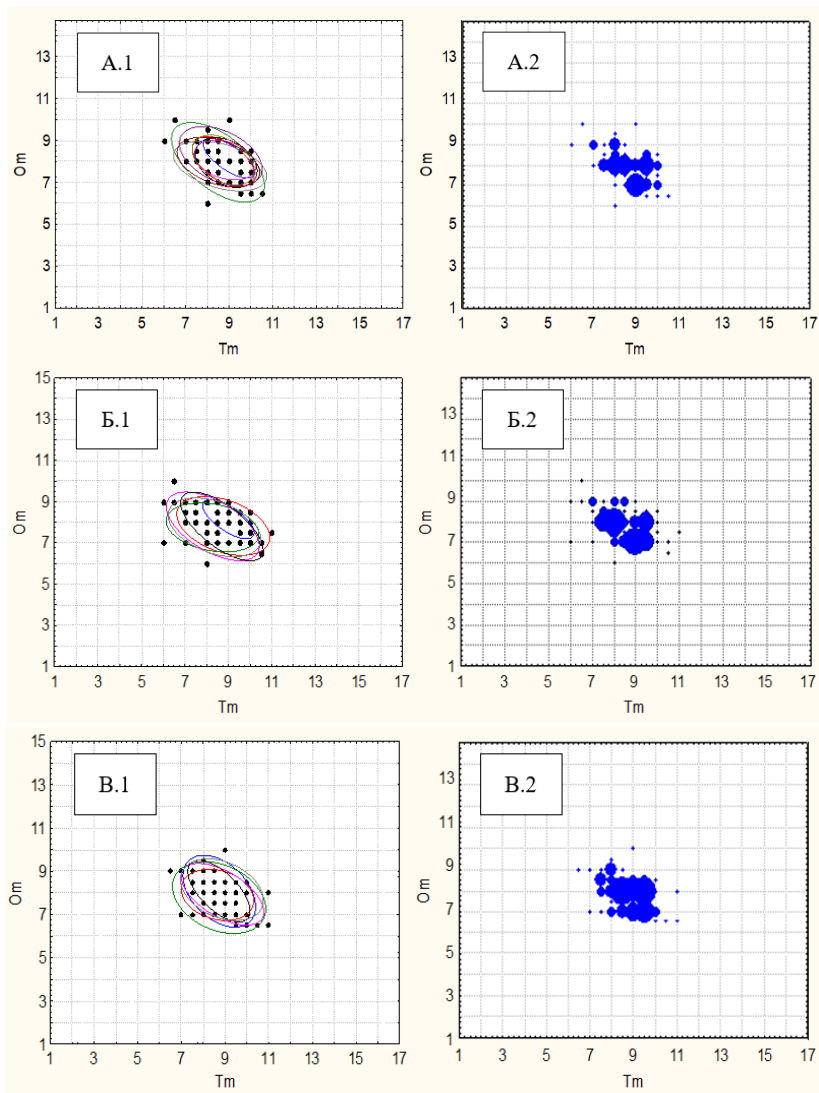


Рис. 83. Ординація угруповань зрубів букових лісів за ставленням до термічного режиму ґрунтів і вологості клімату (1) та частотний розподіл індикованих показників (2): А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Результати аналізу екотопів зрілого букового лісу та суцільних зрубів різної давності показані на ординаційних поліграмах (рис. 84). Оскільки при їх побудові враховувалися тільки граничні значення діапазонів усієї сукупності видів в угрупованні, вони характеризують максимальні потенційні розміри нішових просторів фітоценозів у межах окремих екотопів. Це явище – свідчення того, що синекологічні амплітуди ширші за аутоекологічні.

Загальновідомий (Ермолова, 1981; Уланова, 2007) факт різкої зміни освітленості після вирубування деревостану. Порівняльна оцінка нішових просторів усіх дослідних ділянок засвідчила, що відсоток перекриття екологічних шкал за освітленням залишається незмінним (89 %) незалежно від віку зрубу, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Такий результат, очевидно, пов'язаний із недостатньою чутливістю шкали радіаційного режиму Циганова до динамічних змін в угрупованнях. Це припущення підтверджується й тим, що при створенні уніфікованих екологічних шкал Я. П. Дідух і П. Г. Плюта обрали шкалу освітленості в ценозах Г. Еленберга як базову, натомість за всіма іншими факторами найінформативнішими визнано шкали Д. М. Циганова (1976).

Сучасні дослідження вітчизняних екологів (Грицан, 2000; 2001) обґрунтували новий науковий напрямок – лісову пертинентну біогеоценологію, яка базується на концепції середовищеперетворювальної ролі лісових біогеоценозів. Проте ще задовго до цього в лісознавстві приділяли увагу вивченню впливу лісу на абіотичні фактори середовища (Джафаров, 1961; Сукачев, 1964; Погребняк, 1968; Мелехов, 1980; Казенс, 1982; Спурр, Барнес, 1984; Finzi et al., 1998). Особливо очевидна стабілізаційна роль лісової рослинності щодо температурного режиму. Тобто закономірно, що в межах зрілих лісів (рис. 74) виявлено менший показник перекриття екологічних шкал (59 % на території СПБ і 65 % на території ОПБ) порівняно зі зрубамі. Найбільший (82 %) ступінь перекриття екологічних шкал за терморезимом зареєстровано на молодших зрубках. У міру їх заростання цей показник знижується. Вже на 5-річному зрубі в межах ОПБ він сягає зафіксованого в лісі.

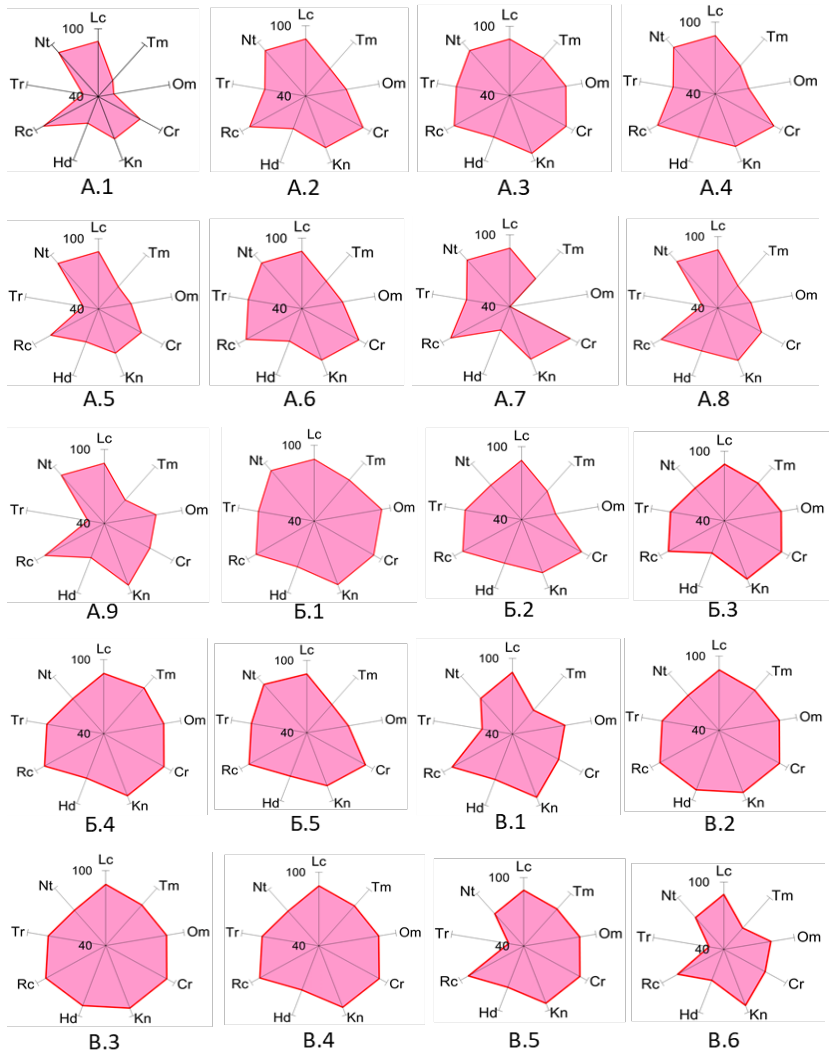


Рис. 84. Нішові простори угруповань: А.1 – зрілий ліс у межах СПБ; А.2–А.9 – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ віком від 1 до 8 років; Б.1 – 1-річний зруб з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б.2–Б.5 – зруби із лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ віком від 5 до 8 років; В.1. – зрілий ліс у межах ОПБ; В.2–В.6 – зруби в межах ОПБ віком від 1 до 5 років

Чинник омброрежиму інтегрує вплив опадів та термічних ресурсів території (Екофлора України, 2000). Специфічний мікроклімат лісу сприяє зростанню видів із вузькою амплітудою аридності-гумідності. Цим і пояснюється відносно низький відсоток перекриття екологічних шкал за даним показником під шатром зрілого букового лісу в межах СПБ (53 %), але на недавніх зрубках виявлено значно (67–87 %) вищий відсоток. Найменшим ступенем перекриття екологічних шкал за вологістю клімату (40 %) характеризується зруб віком 6 років із лісовим типом відновлення рослинного покриву. Зрубам віком від 1 до 4 років у межах ОПБ властиве стає значення показника перекриття шкал за омброрежимом – 87 %, що перебивається з результатами, отриманими для зрубів із лучним типом відновлення. На 5-річному зрубі відновлюється значення (80 %), зафіксоване у зрілому лісі.

Обернено пропорційний до омброрежиму показник континентальності (Дідух, Плюта, 1991; Дідух та ін., 1991). Відсоток перекриття екологічних шкал щодо нього на ділянках у межах ОПБ сталий і досить високий (93 %). Динаміка цього показника на ділянках у межах СПБ не має чітких тенденцій і малоінформативна при аналізі їх нішових просторів.

Відсутність деревостану та термоізоляційного шару підстилки на суцільних зрубках призводить до різкішого коливання температур, глибшого промерзання ґрунтів, більшої кількості та швидшого танення снігу. Тому види з вузькою спеціалізацією щодо цих чинників поступаються видам із ширшою екологічною амплітудою і здатністю витримувати їх значні коливання. Наслідок цього – також зростання ступеня перекриття екологічних шкал кріорежиму для суцільних зрубів, позбавлених деревної рослинності.

Особливо значний вплив вирубування лісу справляє на ґрунти, їх фізичні та хімічні властивості та, як наслідок, родючість (Поляков, 1965; Ямковой, 1991; Обыденников и др., 1995; Парпан та ін., 2003). На стан ґрунтового покриву зрубів діє багато чинників. Серед них – тип ґрунту, рослинний склад лісу, який їм передував, тип вирубування і трельовання деревини, розміри зрубу, його експозиція, наявність уцілілого підросту, кущів та інших елементів неморальної рослинності, цілісність і стан шару підстилки і поверхневого шару ґрунтів та чимало інших. А стан ґрунту своєю чергою визначає

напрямок відновних процесів, які супроводжуються новими змінами в фізико-хімічних властивостях ґрунтів.

Перші зміни ґрунтового покриву на суцільних зрубках стосуються водного режиму ґрунтів (Поляков, 1965; Özkan, Gökbulak, 2017). У літературі описані як позитивні, так і негативні зміни вологості ґрунту після вирубування (Паулюкевичус, 1965; Юрялєніс, 1975; Тышкевич, 1985; Холопова и др. 1985; Уланова, Маслов, 1989). У результаті наших досліджень виявлено зростання відсотка перекриття екологічних ніш за чинником зволоженості ґрунту після вилучення деревостану. Особливо яскраво (91 %) це явище виражене на свіжому зрубі в межах ОПБ. На всіх зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ, окрім 6-річного, відсоток перекриття екологічних ніш за показником гумідності ґрунту залишається сталим і становить 78 %.

На всіх ділянках, окрім 6-річного зрубку з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ і 5-річного зрубку в межах ОПБ, відсоток перекриття екологічних шкал за показником кислотності ґрунту залишається незмінним і сягає 92 % .

Сольовий режим досить жорстко залежить, з одного боку, від водного режиму ґрунтів, а з іншого – від інтенсивності біологічного кругообігу речовин, характеру та інтенсивності біогенної акумуляції (Цыганов, 1983). Остання ж тісно пов'язана з типом і видовим складом рослинності на дослідних ділянках, а також наявністю та кількісним співвідношенням різних деревних порід у складі угруповання. Поряд із водним режимом ґрунтів він виступає лімітуючим чинником більшості досліджених нішових просторів.

У межах зрілого лісу на території СПБ і всіх зрубках із лісовим типом відновлення незалежно від віку відсоток перекриття екологічних шкал за ставленням до вмісту мінерального нітрогену в ґрунтах залишається сталим і становить 91 %. На 1-річному та 8-річному зрубках із лучним типом відновлення щодо зазначеного показника зафіксовано 92 %. Решта зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву та всі ділянки в межах ОПБ характеризуються 77 %-им перекриттям екологічних шкал за вмістом у ґрунтах засвоюваного нітрогену.

Отже, аналіз екотопних поліграм дослідних ділянок виявив, що зрілий ліс у межах СПБ характеризується меншим нішовим

простором порівняно зі зрілим лісом у межах ОПБ. Серед усіх досліджених зрубів менші розміри нішових просторів мають зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ. У молодших зрубів у межах ОПБ нішові простори подібні за розмірами до просторів зрубів із лучним типом відновлення. Серед факторів кліматопу лімітуючими є термічний режим і вологість клімату, серед едафічних – водний і сольовий режими ґрунтів.

Старші зруби незалежно від належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*, за винятком зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву, характеризуються нішовими просторами, подібними до просторів зрілих лісів.

Спільний вплив екологічних факторів на рослинний покрив зрубів букових лісів

Згідно із законом Мітчерліха-Бауле, екологічні фактори в природі можуть впливати один на одного, тому реалізованість потенційного нішового простору залежить від взаємодії чинників. Недостатньо знати, які абіотичні фактори екотопу і в якій спосіб впливають на біогеоценоз. Необхідно також дослідити механізми, за якими відбувається їх синергічний вплив на біотичний компонент біогеоценозу.

Перш ніж досліджувати наслідки такого синергізму для фітоценозу, потрібно виявити взаємозв'язки між самими чинниками кліматопу й едафотопу. Для цього ми здійснили кореляційний аналіз досліджених чинників екотопів, який допоміг знайти достовірні ($p < 0,05$) кореляційні залежності між окремими парами аналізованих факторів (рис. 85).

На всіх ділянках незалежно від типу відновлення рослинного покриву, причетності до різних частин ареалу *F. sylvatica* та віку зрубу, нами зауважено високу пряму кореляційну залежність між показниками T_m і C_r . Така закономірність цілком очевидна, оскільки терморежим визначається на основі радіаційного балансу як кількість тепла, котра протягом року припадає на 1 см^2 , а кріорежим характеризує зміну температури найхолодніших місяців (Екофлора України, 2000). Отримані нами результати узгоджуються з описаними в літературі для рослинних угруповань урочища Холодний Яр (Дідух та ін., 1992), а також

лісових і степових екотопів Побужжя (Дідух, Плюта, 1992).

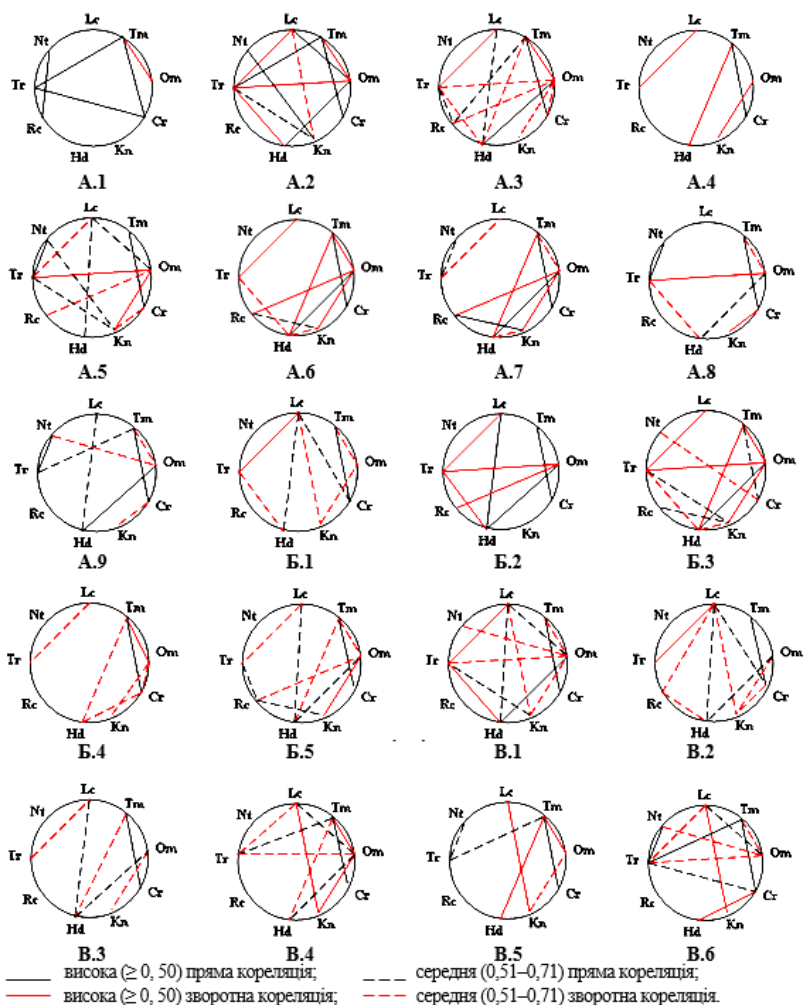


Рис. 85. Кореляційні залежності між факторами екотопу: А.1 – зрілий ліс у межах СПБ; А.2–А.9 – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ віком від 1 до 8 років; Б.1 – 1-річний зруб із лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б.2–Б.5 – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ віком від 5 до 8 років; В.1. – зрілий ліс у межах ОПБ; В.2–В.6 – зруби в межах ОПБ віком від 1 до 5 років

Для більшості дослідних ділянок нами встановлено сильний і середній зворотний кореляційний зв'язок між терморезимом (T_m) і омброрезимом (O_m). Показник аридності-гумідності клімату інтегрує вплив опадів і термічних ресурсів території і являє собою різницю річної кількості опадів і обсягів випаровування (Дідух, Плюта, 1994; Екофлора України, 2000). Оскільки випаровуваність прямо пропорційно залежить від температурного режиму місцевості, очевидний зворотний зв'язок між показниками термічного режиму і гумідності клімату.

Пошук кореляційних залежностей між показниками омброрезиму (O_m) і континентальності клімату (K_p) засвідчив, що вони мають місце на зрубках віком від 2 до 6 років із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ, усіх зрубках із лучним типом відновлення, окрім 5-річного, та на всіх ділянках у межах ОПБ, окрім зрубку віком 5 років. Виявлені нами високі й середні кореляційні зв'язки між цими чинниками мають зворотний характер. Континентальність екотопів прямо пропорційно зростає залежно від амплітуд температури повітря і дефіциту його вологості, гумідність – від кількості опадів, температури та дефіциту вологості повітря (Дідух, Плюта, 1992). Тому закономірне зростання сухості з посиленням континентальності клімату.

На свіжому зрубі з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ зафіксовано високу позитивну кореляцію між L_s і O_m клімату. На 4-річному зрубі з лісовим типом відновлення, в межах зрілого лісу і зрубів віком 3 і 5 років на території ОПБ виявлено середню позитивну кореляцію між цими показниками. Нами відзначено зворотній кореляційний зв'язок середньої сили для свіжих зрубів у межах ОПБ і СПБ із лучним типом відновлення рослинного покриву. Проте це, ймовірно, пояснюється фактом одночасного зростання освітленості і морозності цих зрубів унаслідок втрати стабілізаційного впливу едифікатора, ніж закономірністю взаємовпливу даних факторів.

Фактори кліматопу взаємодіють не лише між собою, але й впливають на процеси, які відбуваються в ґрунтах. Так, існує пряма кореляційна залежність між O_m і H_d . Фітоіндикація вказує на режим вологості ґрунту тільки коренезаселеного шару (0–50 см) (Дідух та ін., 1991). Тому, як правило, йдеться про

зволоження ґрунтів опадами і талими водами. При вирубуванні лісу змінюється гідрологічний режим екотопу за рахунок зниження сумарного випаровування, транспірації й випаровування отриманих опадів, у такий спосіб збільшується вологість ґрунту (Паулюкевичус, 1965; Юр'яленіс, 1975; Уланова, 2007). Звідси й випливає високий або середній кореляційний зв'язок між двома зазначеними факторами.

Залежно від віку, типу відновлення зрубів і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* пошук кореляційних залежностей між режимом освітлення (Lc) і гумідністю ґрунту (Hd) засвідчив переважно середній прямий кореляційний зв'язок між ними. Оскільки при фітоіндикації світлового режиму екотопів враховуються в основному світлові структури фітоценозів, то й зазначена залежність характеризує вплив змінених світлових структур рослинних угруповань зрубів на фізичні властивості досліджених едафотопів (Балалаєв, Іванько, 2002).

Окрім освітленості й омброрежиму, кореляційний аналіз розкрив на багатьох зрубках високу та середню залежність між Tm і Hd. Переважно йдеться про вплив температурних змін на річні флуктуації вологості ґрунту.

Своєю чергою, водний режим ґрунтів тісно корелює із їх трофністю. Через зростання нестабільності умов забезпечення вологою збільшується вміст солей у ґрунті. Це явище цілком закономірне, оскільки ґрунти важкого механічного складу містять більше солей порівняно з легкими. А за водно-фізичними характеристиками вони неоптимальні, що призводить до нестабільності умов водного режиму (Дідух та ін., 1992). Проте ця закономірність має місце тільки для зрубів у межах СПБ і зрілого лісу на території ОПБ. На зрубках у межах ОПБ кореляційний зв'язок між дослідженими показниками виявився недостовірним. Саме Tm і Hd, маючи широкий діапазон коливань, є одними з провідних факторів у зміні рослинного покриву. На основі використання цих факторів розроблено різноманітні типологічні та класифікаційні схеми для дослідження лісової рослинності (Дідух та ін., 1992).

Як згадувалося вище, показник кислотного режиму ґрунту характеризується незначною мінливістю, а отже, й залежністю від змін інших факторів. На окремих ділянках встановлено

зворотну кореляцію між R_c і O_m , на 2-річному зрубі з лісовим типом відновлення в межах СПБ – середню пряму кореляцію між R_c і T_m , на 5- і 6- річних зрубках із лісовим типом відновлення, а також зрубках віком 5 і 8 років із лучним типом відновлення – високу і середню кореляцію між R_c і K_p . У межах зрілого лісу на території ОПБ даний показник прямо корелює із вмістом засвоєваних форм нітрогену в ґрунтах. А на свіжому зрубі в межах ОПБ розпізнано зворотну середню кореляцію між R_c і H_d .

На більшості дослідних ділянок зафіксовано високий і середній кореляційний зв'язок між L_c і T_r . Отримані нами дані узгоджуються з описаними в літературі (Балалаєв, Іванько, 2002; Дідух, Плюта, 1994). Для окремих зрубів визначено високу і середню зворотну кореляційну залежність між T_r і O_m і, відповідно, пряму – між T_r і K_p . Чим слабша континентальність, тим нижчий сольовий баланс ґрунту. Згідно з цим, як зазначають Я. П. Дідух зі співавторами (Дідух та ін., 1992), у лісостеповій зоні під лісами створюється промивний тип водного режиму, що спричинює міграцію солей у глибші шари ґрунту і зниження їх вмісту в коренезаселеному шарі. На зрубках віком 4 і 6–8 років із лісовим типом відновлення на території СПБ, а також старших зрубках у межах ОПБ зауважено високий і середній рівень прямої кореляції між T_r і N_t .

Значущість екологічних факторів, які впливають на процеси формування та диференціації рослинного покриву зрубів букових лісів

Як зазначалося вище, переваги фітоіндикації у визначенні екологічних режимів пов'язані з об'єктивною оцінкою найважливіших для рослинності чинників. Виділені Д. М. Цигановим фактори охоплюють загальні характеристики, які можна і доцільно застосовувати при вивченні будь-яких екотопів. Цей факт підтверджується широким застосуванням фітоіндикаційних шкал за даними факторами для вивчення градієнтного, і часто порівняльного, аналізу екотопів різноманітних угруповань. Однак, як показують результати оцінки амплітуди толерантності рослинних угруповань зрубів до дії екологічних факторів, ординаційного аналізу угруповань,

а також кореляційного аналізу взаємозв'язків окремих факторів досліджених екотопів, чимало факторів менше впливають на формування та диференціацію рослинного покриву зрубів букових лісів порівняно із іншими. Тому виникає необхідність у виділенні найбільш значущих факторів для розвитку фітоценозів зрілих лісів, зрубів залежно від типу відновлення рослинного покриву, а також у зв'язку з їх належністю до різних частин ареалу *F. sylvatica*.

У літературі запропонована ціла низка кількісних і якісних методів виявлення головних факторів довкілля (Боч та ін., 1971; Голуб, 1990; Чернышенко, 2001; Фурсова и др., 2003; Новаковский, 2005; Клещева, 2006). Окремо виділяють групу методів непрямой ординації, які дозволяють відобразити багатовимірні характеристики рослинних угруповань у двовимірному просторі. Найкоректніший із них у математичному значенні – метод головних компонент (Афифи, Эйзен, 1982; Иванова, 2006). Метод використовується для аналізу складних наборів даних, яким притаманна колінеарність. Він дозволяє опрацьовувати багатопараметричний масив інформації, отриманої під час польових досліджень, та представити його у вигляді кількох основних змінних, які відображають від 50 до 80 % від початкових даних. Решта факторів розглядаються як шум, який не містить важливої для дослідження інформації. Метод дієвий для розпізнавання впливу зовнішніх факторів на структуру угруповань як уздовж їх градієнтів (Уланова, 2007), так і в максимумально вирівняному середовищі (Иванова, 2006).

Проведена нами оцінка залежності зміни власних значень при додаванні факторів (рис. 86) дозволила з'ясувати найвпливовіші з них щодо рослинного покриву. Так, для зрілого лісу в межах СПБ виділено три фактори, які описують 65,35 % дисперсії чинників. Для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву зазначено чотири фактори, що беруть на себе 84,46 % загальної дисперсії. Три фактори встановлено для зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву. На них припадає 67,2 % дисперсії чинників. Для зрілого лісу і зрубів на території ОПБ виділено по чотири найбільш значущих факторів із часткою загальної дисперсії 81,99 % і 73,4 % відповідно.

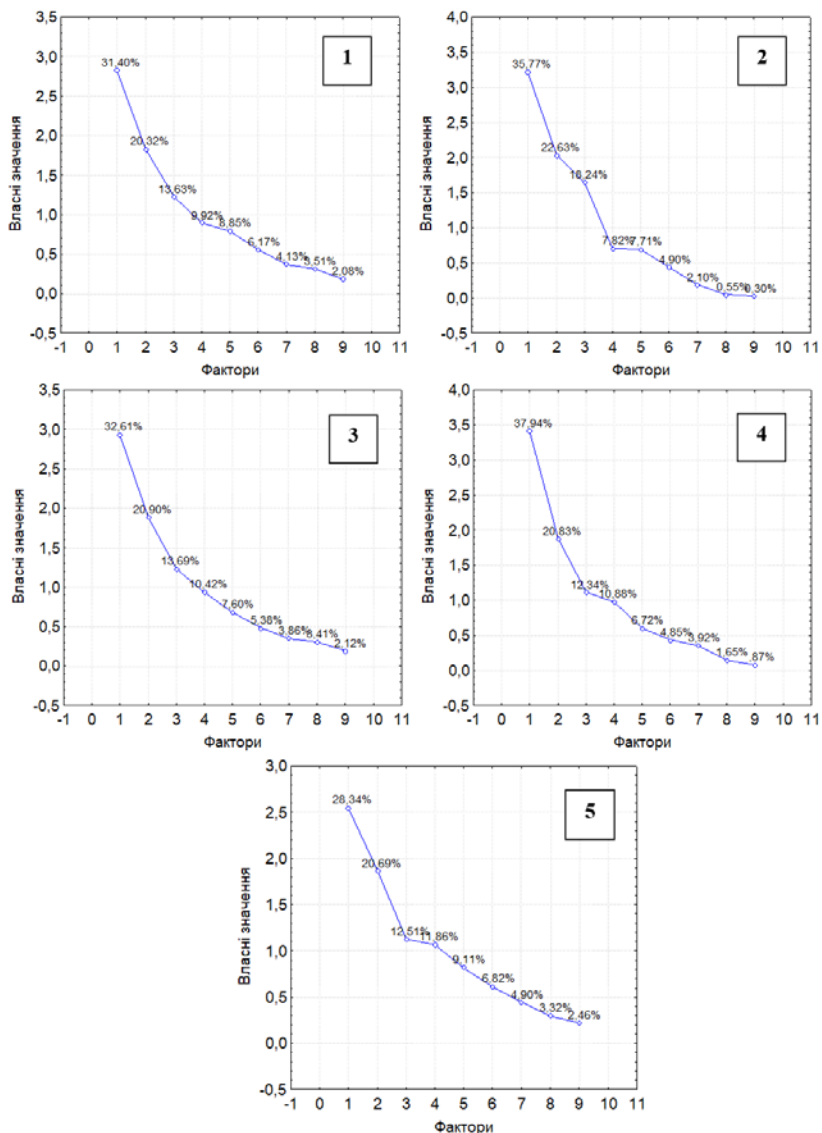


Рис. 86. Залежність зміни власних значень при додаванні факторів:
 1 – зрілий ліс в межах СПБ; 2 – зруби з лісовим типом відновлення
 рослинного покриву; 3 – зруби з лучним типом відновлення
 рослинного покриву; 4 – зрілий ліс у межах ОПБ;
 5 – зруби в межах ОПБ

У полі перших двох факторів, які описують 58,4 % загальної дисперсії чинників для зрілого букового лісу в межах СПБ (рис. 77), найважливішим виявився показник аридності-гумідності клімату, а в полі першого і третього (54,01 % сукупної дисперсії) – освітленість. У полі другого і третього факторів (40,87 % сукупної дисперсії) – показник морозності зим.

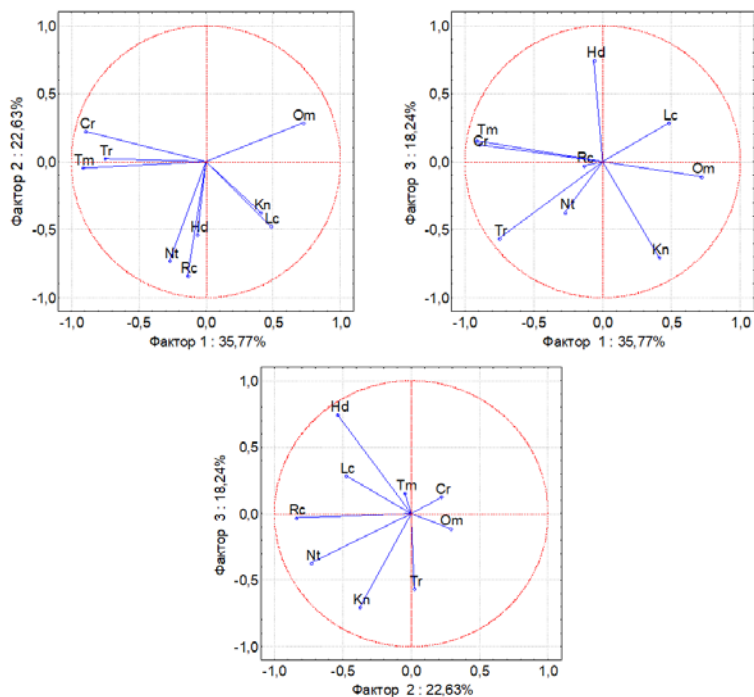


Рис. 87. Розподіл чинників екотопу зрілого букового лісу в межах СПБ в полі головних факторів

Отже, для угруповання зрілого лісу на території СПБ, через його стабілізаційний вплив на характеристики едафотопу, визначальна спільна дія таких кліматичних чинників, як омбро- і кріорежим. Оскільки світловий режим як ценокліматичний фактор формується самим угрупованням лісу, недоцільно говорити про його детермінантний вплив на структуру рослинного покриву.

Аналіз дії головних факторів на угруповання зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ (рис. 88) виявив, що, на відміну від угруповання зрілого лісу, вони більше зазнають впливу едафічної групи чинників.

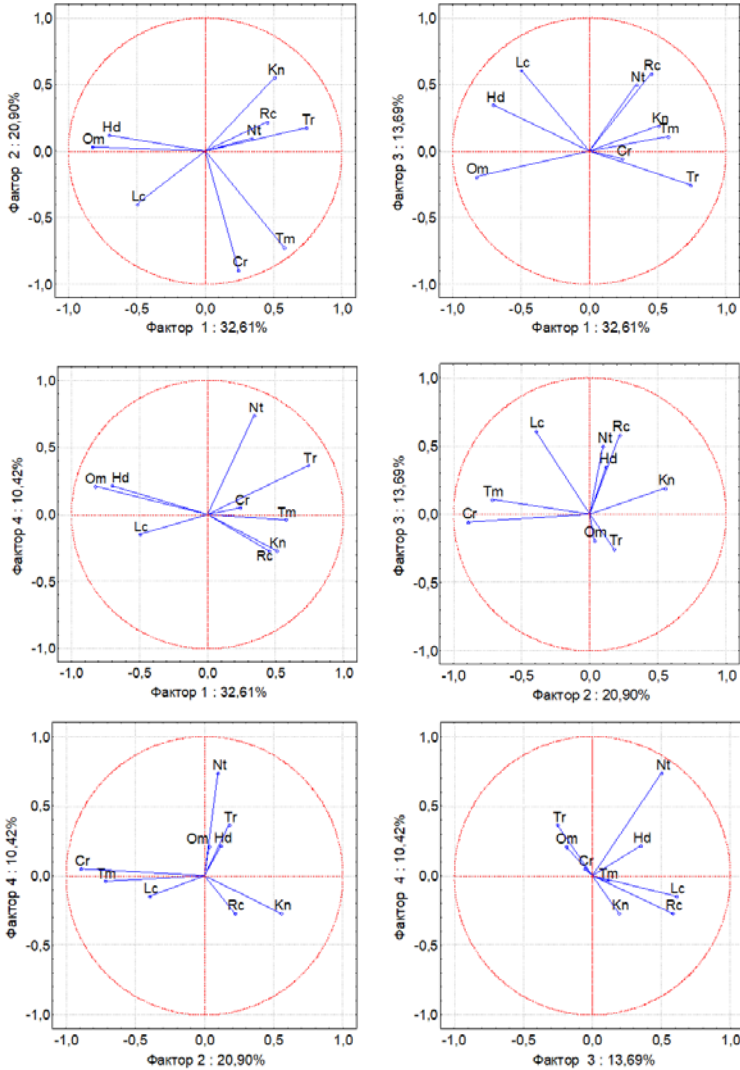


Рис. 88. Розподіл чинників екотопів зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ у полі головних факторів

У полі всіх чотирьох виділених факторів незмінно наявний чинник вмісту в ґрунтах засвоєваних форм нітрогену. Найбільший його внесок у четвертий фактор, який описує 10,42 % сукупної дисперсії. За першим і четвертим факторами виділяється показник сольового режиму ґрунтів, а за першим, другим і третім – кислотний режим. Водний режим ґрунтів входить до складу другого, третього і четвертого виділених факторів.

Окрім едафічних чинників, виділено дві найхарактерніші кліматичні характеристики кліматопу – континентальність клімату і термічний режим. Перша посідає чільне місце в полі першого і другого факторів із сукупною часткою дисперсії 53,51 %. Друга – на першому місці у групі чинників першого фактору у полі його співвідношення із третім.

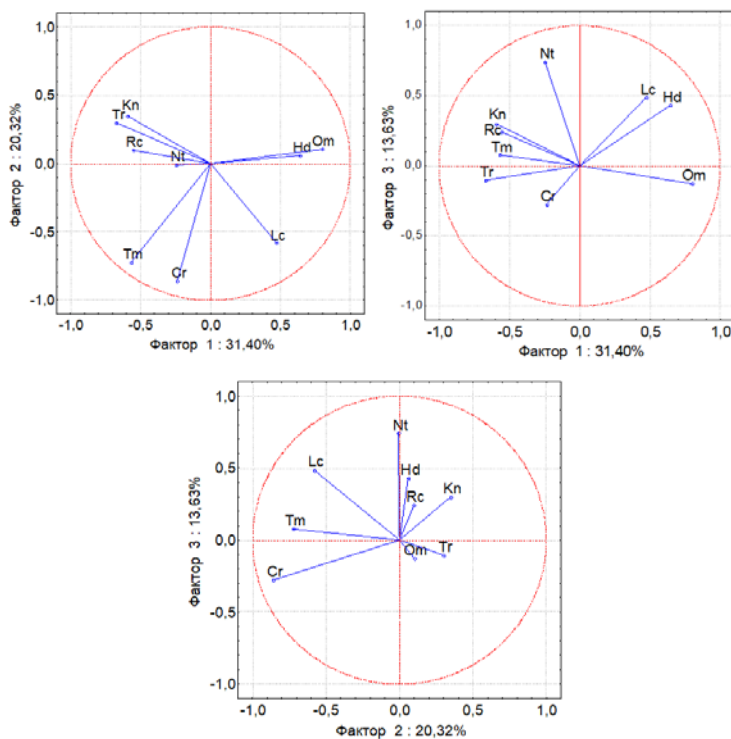


Рис. 89. Розподіл чинників екотопів зрубів із лучним типом відновлення рослинного покритву в межах СПБ у полі головних факторів

Отже, зрубви з лісовим типом відновлення зазнають більшого впливу екологічних факторів едафотопу, однак виявляють значну залежність і від континентального та термічного режимів клімату.

Для зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ (рис. 89) перший фактор, на який припадає 31,40 % загальної дисперсії, об'єднує показники вологості клімату та вологості ґрунтів. Причому, останній є складовою усіх трьох виділених першорядних факторів. У полі першого і третього факторів (45,05 %), окрім гумідності ґрунтів, виділяється показник світлового режиму. В полі другого і третього факторів, які описують 33,95 % дисперсії, переважають чинники едафотопу – водний і кислотний режими ґрунтів, вміст у ґрунтах мінерального нітрогену. Останній – визначна характеристика третього фактору, на який припадає 13,63 % сукупної дисперсії.

Отже, яскраво виражений домінантний абіотичний фактор екоотопів зрубів із лучним типом відновлення – вологість ґрунту, що, з одного боку, детермінується сукупною взаємодією різниці річної кількості атмосферних опадів та випаровуваності і світлового режиму, а з іншого – визначає кислотний режим ґрунтів і вміст у них засвоєваних форм нітрогену.

На відміну від рослинного угруповання зрілого лісу в межах СПБ, для фітоценозу лісу на території ОПБ виділено чотири вирішальні фактори (рис. 90). До складу першого, другого і четвертого (спільний внесок у загальну дисперсію – 69,65 %) належить показник вологості клімату. У складі першого і третього факторів нами не зафіксовано спільних чинників. У полі першого і четвертого факторів, окрім показника омброрежиму, виявлено показник освітленості. Другий, третій і четвертий фактори із загальним внеском у дисперсію 44,05 % характеризуються спільним показником трофності ґрунтів.

Отже, зрілий ліс у межах ОПБ зазнає сукупного впливу режиму аридності-гумідності клімату та загального сольового режиму ґрунтів. Як і зрілий ліс на території СПБ, він здатний до формування світлового режиму в межах фітоценозу. Під аридним розуміють сухий клімат із дефіцитом зволоженням та високим рівнем випаровування, натомість, гумідний клімат характеризується перевищенням сумі вологості, отриманої ґрунтом під час опадів над випаровуванням.

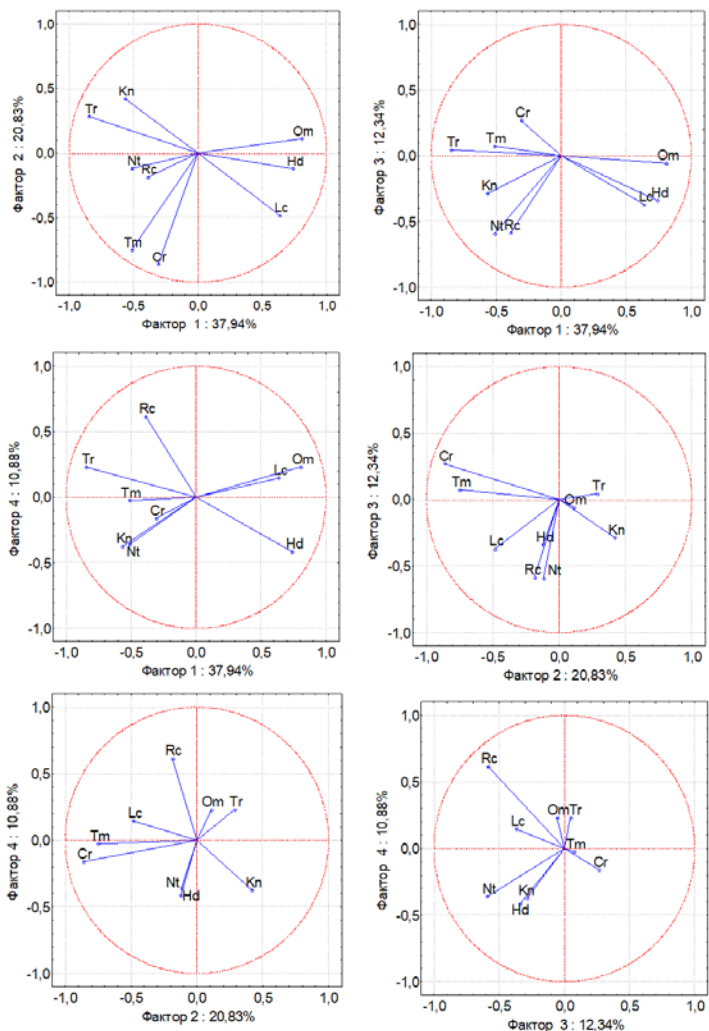


Рис. 90. Розподіл чинників екотопу зрілого букового лісу в межах ОПБ у полі головних факторів

Взаємовідносини між угрупованнями зрубів у межах ОПБ із основними чинниками екотопу (рис. 91), як і у зрілому лісі, описуються чотирма факторами. Подібно до зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву на території СПБ, тут визначальним

чинником за всіма факторами, окрім другого, є вміст мінерального нітрогену в ґрунтах. За I і II факторами, які описують 49,03 % загальної дисперсії, угруповання зрубів значно залежать від терморезиму. Серед кліматичних факторів ще варто зазначити морозність зим і континентальність, а серед ґрунтових – вологість і сольовий режим. За II і IV факторами (спільний внесок у загальну дисперсію – 32,55 %) важлива роль належить світловому режиму.

Отже, аналіз значущості абіотичних факторів із використанням методу головних компонент показав, що в межах ландшафтів із відносно вирівняними кліматичними і ґрунтовими умовами за дії одних чинників, їх спільний вплив на рослинність неоднозначний.

Узагальнюючи результати інтегральної оцінки екоотопів зрубів букових лісів Північної Буковини, доходимо таких висновків. Фітоіндикація екологічних режимів за допомогою шкал Д. М. Циганова довела свою результативність і достовірність при дослідженні сукцесійних змін екоотопів зрубів, з'ясуванні головних абіотичних чинників, їх взаємовпливу та впливу на структурно-динамічні процеси відновного розвитку угруповань.

Установлено аутоекологічні та синекологічні межі толерантності досліджених угруповань до дії кліматичних і едафічних факторів екоотопу. Виявлене переважання видів стенотопної та гемістенотопної груп за більшістю досліджених факторів у складі угруповань зрілих лісів незалежно від причетності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Натомість на зрубках спостерігалася значна частка видів-евритопів і геміевритопів. Зазначено фактори, щодо яких види угруповань дослідних ділянок найбільше вузькоспеціалізовані. До них належать усі характеристики кліматопу, окрім континентальності клімату, а також гумідність і трофність ґрунту.

У межах зрілого лісу на території СПБ діапазони значень усіх досліджених факторів вужчі порівняно зі зрубками. У такий спосіб, підтверджується факт стабілізаційної ролі в угрупованні лісу деревної рослинності щодо кліматичних та едафічних факторів середовища. Найбільше впливає вилучення деревостану на такі кліматичні показники, як термо- і омброрезим, а також на такі параметри едафотопу, як гумідність і трофність ґрунтів. Діапазони едафічних факторів значно ширші порівняно з кліматичними. Зруби із лучним типом відновлення характеризуються найширшими межами варіабельності усіх досліджених показників.

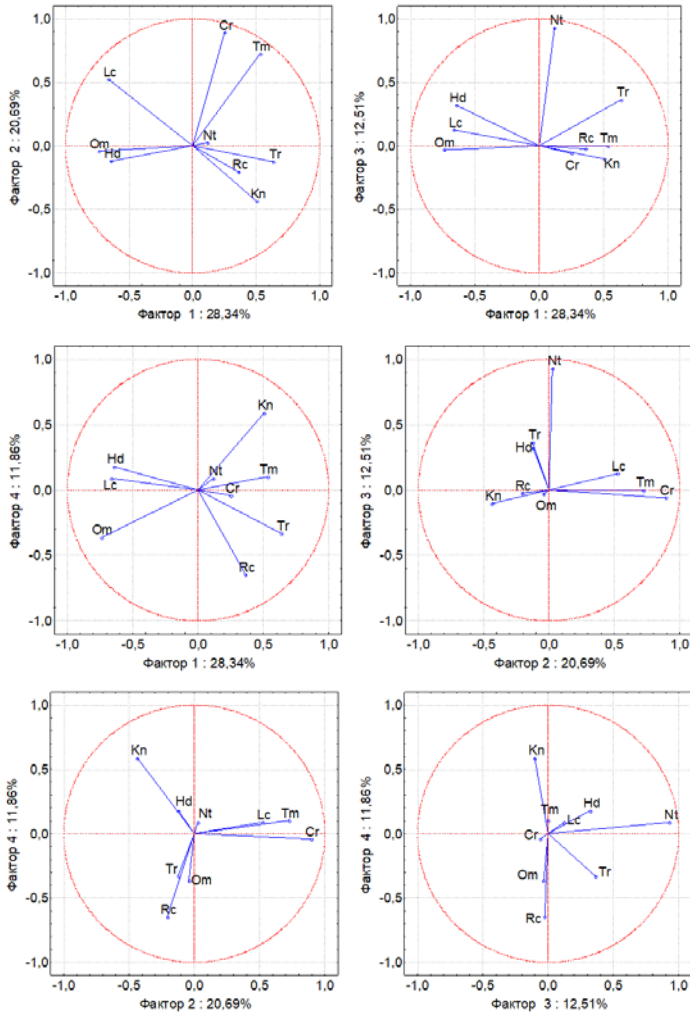


Рис. 91. Розподіл чинників екотопу зрубів у межах ОПБ у полі головних факторів

В угрупованні зрілого лісу в межах ОПБ амплітуди толерантності щодо усіх екологічних факторів, окрім кріорежиму та кислотності ґрунту, більші порівняно зі зрілим лісом у межах СПБ. Однак і різниця в ширині діапазонів екологічних чинників у межах зрілого лісу і зрубів не настільки значна, як на ділянках у межах СПБ. Проте спостерігається деяке зміщення вздовж

діапазонів відсотка найчастіше зафіксованих значень.

Побудовано та проаналізовано нішові поля угруповань за парами екологічних факторів, а також нішові простори за усіма дослідженими факторами. Зрілий ліс у межах СПБ характеризується меншим нішовим простором порівняно зі зрілим лісом у межах ОПБ. Серед усіх досліджених зрубів у межах СПБ найбільші розміри нішових просторів мають зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву. Подібними нішовими просторами характеризуються і молодші зруби в межах ОПБ.

Серед факторів кліматопу лімітуючими є термічний режим і вологість клімату, серед едафічних – водний і сольовий режими ґрунтів. Між більшістю досліджених абіотичних факторів екотопу виявлено сильну і середню кореляційну залежності. Так, на більшості досліджених ділянок встановлено тісну кореляцію між показниками терморезиму, омброрезиму і гумідністю коренезаселеного шару ґрунтів. Своєю чергою, водний режим ґрунтів тісно корелює із їх трофністю. У зв'язку зі зростанням нестабільності умов забезпечення вологою збільшується вміст солей у ґрунті. Такі характеристики едафотопу, як кислотний режим ґрунтів і вміст засвоюваних форм нітрогену майже не розкривають кореляції з іншими індикованими показниками.

Визначено найбільше значущі екологічні фактори, які впливають на процеси формування та диференціації рослинного покриву зрілих букових лісів і їхніх зрубів. Для угруповання зрілого лісу на території СПБ через його стабілізаційний вплив на характеристики едафотопу визначальна спільна дія таких кліматичних чинників, як омбро- і кріорезим. Зрілий ліс у межах ОПБ зазнає спільного впливу режиму аридності-гумідності клімату та загального сольового режиму ґрунтів. Як і зрілий ліс на території СПБ, він здатний до формування світлового режиму в межах фітоценозу.

Зруби з лісовим типом відновлення зазнають більшого впливу екологічних факторів едафотопу, однак виявляють неабияку залежність і від континентального та термічного режимів клімату. Яскраво виражений домінантний абіотичний фактор екотопів зрубів із лучним типом відновлення – вологість ґрунту, що, з одного боку, детермінується спільною взаємодією омброрезиму та світлового режиму, а з іншого – визначає кислотний режим ґрунтів і вміст у них засвоюваних форм нітрогену.

РОЗДІЛ 8. БІОТИЧНІ ЗВ'ЯЗКИ МІЖ ФЛОРИСТИЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ БІОГЕОЦЕНОЗІВ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ

Аналіз динаміки видового складу рослинного покриву зрубів букових лісів Північної Буковини

Аналіз флористичного складу дослідних ділянок виявив 198 видів вищих рослин (табл. Д.1). З них тільки 19 зростають у зрілому лісі в межах СПБ та 34 – у зрілому лісі в межах ОПБ. Спільними для обох лісів є ряд видів неморального комплексу – *Asarum europaeum* L., *Asperula odorata* L., *Carex digitata* L., *C. sylvatica* Huds., *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Sanicula europaea* L. тощо. Серед усіх досліджених ділянок *Hedera helix* L. трапляється тільки в зрілому лісі в межах СПБ. Лише на території зрілого лісу в межах ОПБ виявлено *Acer platanoides* L., *Carex leporina* L., *Quercus robur* L.

За вісім років відновної сукцесії на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву зафіксовано 92 види. Деякі з них – *C. digitata*, *Galium verum* L., *L. vernus* (L.) Bernh., *Polygonatum multiflorum* (L.) All., *Salvia glutinosa* L., *S. europaea* L. – трапляються як у зрілому лісі, так і на проміжних стадіях сукцесії. Уже на першому році після вирубування зі складу угруповання випадає 20 аборигенних для букових лісів видів, натомість долучаються 42 нові (рис. 41).

Asarum europaeum L., *Carex sylvatica* Huds., *Viola canina* L. зникають зі складу угруповань на зрубках віком 2–4 роки, проте знову з'являються на 5–8-річних зрубках. Натомість саме на 2–4-річних зрубках з'являється чимало проміжних видів, які випадають із угруповань на подальших стадіях. Такими є *Achillea micrantha* Willd., *Ajuga reptans* L., *Alilaria petiolata* (Bieb.) Cavara et. Grande, *Arctium tomentosum* Mill., *Eupatorium cannabinum* L., *Geranium robertianum* L., *Trifolium pratensis* L. та багато інших. *Atropa bella-donna* L., *Galeobdolon luteum* Huds., *Mycelis muralis* (L.) Dumort. з'являються вже на зрубках віком 5–8 років, причому ці види не помічено у зрілому лісі. Ці зруби характеризуються стабілізацією флористичного багатства, зростанням числа спільних видів і відповідним зменшенням кількості інвазійних.

На всіх стадіях сукцесії на зрубках із лісовим типом відновлення в межах СПБ зафіксовано незмінну наявність таких видів як *Asperula odorata* L., *Euphorbia amygdaloides* L., *Fragaria vesca* L., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Taraxacum officinale* Webb. ex. Wigg.

На зрубках у межах СПБ із лучним типом відновлення рослинного покриву зафіксовано тільки 93 види рослин. Найбільшою кількістю видів серед них характеризується зруб віком 1 рік. Його фітоценоз має найбільшу спорідненість із фітоценозом зрілого лісу серед досліджених зрубів, рослинний покрив яких відновлюється за лучним типом. Лише в його межах зауважено *Agrostis tenuis* Sibth., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Chenopodium album* L., *Cichorium intybus* L., *Leucanthemum vulgare* Lam. Тільки зрубам із лучним типом відновлення притаманна більшість видів лучно-степового комплексу – *A. tenuis* Sibth., *Artemisia vulgaris* L., *C. bursa-pastoris* (L.) Medik., *C. album* L., *Campanula glomerata* L. S. L., *Cichorium intybus* L., *Cuscuta europaea* L., *Hieracium villosum* Jacq., *Lathyrus sylvestris* L., *Leucanthemum vulgare* Lam., *Nardus stricta* L.

Кількість видів рослин, виявлених у межах ОПБ – 107. Тільки в межах лісу зростають *G. verum* L., *Impatiens noli-tangere* L., *Ranunculus cassubicus* L., *V. canina* L. Окрім цього, на контрольній ділянці виявлено вид, занесений до Червоної книги України (*Epipactis latifolia* (L.) All.). Широко представлені в угрупованні зрілого лісу різні види осок – *C. digitata* L., *C. leporina* L., *C. sylvatica* Huds.

Як і в межах СПБ, на наступний рік після вирубування внаслідок зміни фіторослинних умов 20 видів-аборигенів витісняється з угруповання пристосованішими до особливостей трансформованого біотопу ремонтними видами. До останніх належать *Ambrosia artemisifolia* L., *Bidens tripartita* L., *Chamomilla recutita* (L.) Rauschert, *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Epilobium lamyi* F. Schultz, *Erigeron canadensis* L., *Mycelis muralis* (L.) Dumort., *Polygonum hydropiper* L., *Ranunculus acris* L., *R. repens* L., *Stenactis anua* (L.) Nees., *T. officinale* Webb. ex. Wigg., *Tussilago farfara* L., *Urtica dioica* L. тощо. Однак частково зберігся неушкоджений підріст формуючих порід та трав'яний покрив, притаманний лісу – *A. odorata* L., *Campanula trachelium* L., *Daucus carota* L., *P. obscura* Dumort., *R. caesius* L.

Як видно з рисунку 41, уже на третьому році перебігу сукцесії більшість ремонтних видів, вичерпавши свою функцію, звільняють місце для висококонстантних, які братимуть участь у формуванні стійкіших угруповань. Подальша інвазія нових і витіснення найменше конкурентноздатних видів ілюструють ендодинамічні зміни у житті фітоценозу, оскільки видовий склад у межах однорідного екотопу між сусідніми стадіями лісотвірного процесу характеризується значною динамікою (Белова, Травлєєв, 2002).

На всіх ділянках у межах ОПБ, включаючи зрілий ліс, зафіксовано незмінну наявність таких видів як *Athyrium filix-femina* (L.) Roth., *Carpinus betulus* L., *P. obscura* Dumort., *Rubus caesius* L., *Swida sanguinea* (L.) Oriz., *Urtica urens* L.

Зауважимо, що низка видів трапляється на всіх зрубках незалежно від їх віку, типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу. До них належать, окрім самого *F. sylvatica*, широко розповсюджені *Salix caprea* L., *Stenactis anua* (L.) Nees., *T. officinale* Webb. ex. Wigg., *T. pratensis* L., *Urtica dioica* L.

Очевидно, що не всі зміни у видовому складі дослідних зрубів мають спрямований характер. Результати досліджень показали, що до угруповань різновікових зрубів букових лісів, окрім стабільних видів, які з'явилися, і стабільних зниклих видів входять флукуаційні фітокомпоненти, які не раз зникають зі складу фітоценозу і знову з'являються. Окрім того, С. В. Чернишенко (2006) зазначає, що на кожній сукцесійній стадії наявні регресивні елементи попередньої стадії та прогресивні елементи наступної стадії. Отже, динаміка видового складу досліджених зрубів, з одного боку, викликана сукцесійними змінами, а з іншого – флукуаційними.

Аналіз загальної динамічності сукцесії показав, що вона виявляє залежність головним чином від сукцесійної динамічності. Однак зі зростанням віку зрубів незалежно від типу відновлення та належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*, зростає внесок флукуаційної динамічності. На 8-річному зрубі з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ внесок у загальну динамічність сукцесійної і флукуаційної співвідноситься як 1:1 (табл. 14).

Таблиця 14

Показники динамічності і напрямку сукцесії на зрубках букових лісів із лісовим типом відновлення в межах СПБ

Показник	Вік зрубів, роки							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Загальна кількість видів	26	54	19	41	29	30	28	30
Кількість зниклих видів	9	7	41	28	4	17	14	6
Кількість нових видів	17	34	6	16	26	18	12	8
Кількість видів, спільних з попереднім роком	10	20	13	13	15	12	16	22
Кількість флуктуючих видів	8	18	3	7	13	12	16	14
Сукцесійна динамічність	2,60	2,05	3,62	3,38	2,00	2,92	1,63	0,64
Флуктуаційна динамічність	0,80	0,90	0,23	0,54	0,87	1,00	1,00	0,64
Загальна динамічність	3,40	2,95	3,85	3,92	2,87	3,92	2,63	1,27
Накопичення видів	1,89	4,86	0,15	0,57	6,50	1,06	0,86	1,33

Частка стабільно існуючих видів у складі угруповань на території СПБ незалежно від типу відновлення рослинного покриву зростає із віком зрубу, коливаючись у межах від 20 % (на свіжому зрубі з лучним типом відновлення) до 73 % (на 8-річному зрубі з лісовим типом відновлення) (табл. 14, 15). Зруби в межах ОПБ характеризуються вищим відсотком стабільно наявних видів (в середньому – 50 %), проте не виявляють чіткого напрямку динаміки (табл. 16). На всіх дослідних ділянках накопичення видів має зворотну до загальної динамічності залежність. У межах СПБ на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву віком 3, 4 і 7 років є не накопичення, а втрата видів. Серед зрубів із лучним типом відновлення втрата переважає лише на 8-річному. Для ОПБ на всіх зрубках, окрім свіжого, характерне переважання втрати видів над накопиченням.

Таблиця 15

Показники динамічності і напрямку сукцесії на зрубках букових лісів із лучним типом відновлення в межах СПБ

Показник	Вік зрубів, роки			
	1	6	7	8
Загальна кількість видів	43	33	42	43
Кількість зниклих видів	9	6	17	24
Кількість нових видів	33	20	25	23
Кількість видів, спільних з попереднім роком	10	14	17	19
Кількість флуктуючих видів	18	4	9	10
Сукцесійна динамічність	4,20	1,86	2,47	2,47
Флуктуаційна динамічність	1,80	0,29	0,53	0,53
Загальна динамічність	6,00	2,14	3,00	3,00
Накопичення видів	3,67	3,33	1,47	0,96

Таблиця 16

Показники динамічності і напрямку сукцесії на зрубках букових лісів в межах ОПБ

Показник	Вік зрубів, роки				
	1	2	3	4	5
Загальна кількість видів	56	50	34	29	30
Кількість зниклих видів	20	26	32	16	15
Кількість нових видів	42	20	16	11	16
Кількість видів, спільних з попереднім роком	14	30	18	18	14
Кількість флуктуючих видів	10	6	10	10	14
Сукцесійна динамічність	4,43	1,53	2,67	1,50	2,21
Флуктуаційна динамічність	0,71	0,20	0,56	0,56	1,00
Загальна динамічність	5,1	1,7	3,2	2,1	3,2
Накопичення видів	2,1	0,8	0,5	0,7	1,1

Із флуктуаціями компонентів фітоценозу тісно пов'язаний показник трапляння видів, який відображає ступінь імовірності виявлення виду на будь-якій малій ділянці в дослідженому фітоценозі (Григора, Соломаха, 2000). Наприклад, стовідсоткова стріваність, тобто наявність на всіх дослідних ділянках, властива тільки *F. sylvatica*. Причому його наявність у складі угруповання не виявляє залежності від типу відновлення рослинного покриву.

Траплянням на 85 % дослідних ділянок характеризується *Salix caprea* L., відсутній лише в складі фітоценозів зрілих лісів. Цей сукцесійний вид часто є компонентом неповночлених фітоценозів зрубів і навіть може посісти домінуюче становище у верхніх ярусах. Однак на пізніших стадіях перебігу відновної сукцесії він поступається іншим деревним породам і з часом взагалі зникає зі складу угруповання. На 80 % дослідних ділянок трапляються *Asarum europaeum* L., *Carpinus betulus* L. і *Rubus caesius* L. Якщо перший є збереженим фітокомпонентом материнського лісового угруповання, здатним протистояти конкуренції з боку інвазійних видів, то два останні, залежно від віку і типу відновлення рослинного покриву, нерідко відіграють роль домінуючих і субдомінуючих. Їх чисельність протягом перебігу сукцесії може коливатися в дуже широких межах. *R. caesius* визначає потенційний тип відновлення рослинного покриву. Так, на ділянках, де даний вид посідає панівне становище, умови середовища трансформуються в бік, сприятливий для розвитку лісової рослинності. *C. betulus* потужний конкурент і часто витісняє *F. sylvatica* (Горохова, Солодкова, 1970).

Два види – *Acer pseudoplatanus* L. і *Pulmonaria obscura* Dumort. характеризуються 70 % траплянням. Обидва вони – фітокомпоненти материнського лісу і мають високу конкурентоспроможність. Серед досліджених ділянок вони трапляються на всіх зрубках, за винятком тих, де відновлення рослинного покриву відбувається за лучним типом. *Fragaria vesca* L. є на 65 % дослідних ділянок, *Stenactis anua* (L.) Nees – на 60 %. Останній надзвичайно важливий фітокомпонент ранніх зрубів, оскільки йому притаманна висока інвазійна здатність і, як ремонтний вид, він відіграє значну роль у трансформації середовища. Його наявність не залежить від типу відновлення рослинного покриву, однак вид проявляє вікову залежність.

Серед усіх досліджених видів 53 характеризуються 5 % частотою трапляння, решта 107 представлених на 10–55 % ділянок. Чисельне переважаюче флуктуаційних видів у складі досліджених фітоценозів та їх функціонування у коливальному режимі зумовлюють їх динамічну нестійкість і високу мобільність. Група постійних видів базова у структурі фітоценозів, а її відносна стабільність, яскравість і фітоценотичний

статус можуть свідчити про більшу екологічну відповідність даним умовам середовища та специфіку внутрішніх взаємовідносин, які склалися між основними ценокомпонентами на даній стадії відновного розвитку (Ткаченко, 2003).

Аналіз конкурентної структури фітоценозів зрубів букових лісів

Конкуренція – найпоширеніша форма взаємовідносин між рослинами в угрупованнях. Основним типом конкурентної взаємодії є трансабіотичний взаємовплив внаслідок спільного використання обмежених ресурсів середовища, або дифузної конкуренції споживання. Деякі науковці (Василевич, 1983; Норин, 1991) визнають, що ценотичними системотвірними взаєминами між рослинами в матеріальних фітоценотичних системах є такі топічні зв'язки, при яких одні рослини трансформують середовище настільки, що це впливає на стан чи рясність інших рослин.

Нині існує велика кількість методичних підходів до якісної і кількісної оцінки конкурентних взаємовпливів фітокомпонентів біогеоценозів (Tilman, 1988; Злобин, 1989; Миркин, Розенберг, 1989; Работнов, 1994; Коваленко, Злобин, 2001; Mitchell et al, 2006). Як індикатори трансабіотичних взаємин широко застосовують типи конкурентних стратегій видів (Lepš et al, 1982; Loreau, 1994; Grime, Mackey, 2002; Rusch et al, 2003; Mehrotra et al, 2004), які визначаються переважно за морфолого-функціональними характеристиками видів, віковим станом популяцій або характером екологічних ніш. Проте в природі види часто займають проміжні стратегії, здатні до зміни стратегії залежно від віку рослини, умов середовища, внутрішньовидової конкуренції тощо. Окрім того, велика кількість підходів до визначення типу стратегії зумовлює значну кількість їх класифікацій та відмінності в інтерпретації конкурентного стану угруповання, що призводить до віднесення різними авторами одного й того ж виду до різних стратегічних груп. Така неоднозначність у трактуванні зумовлює суб'єктивність суджень про конкурентні взаємовідносини у фітоценозі, а отже, знижує інформативність отриманих даних.

Часто конкурентні взаємини у фітоценозі визначають за

показниками врожайності пари видів, зміни їх біомаси в цілому і за фракціями (листя, пагони, стебла, корені), ефективною фотосинтезуючою площею тощо (Berkowitz et al, 1995; Freckleton, Watkinson, 2001a; 2001b; Davis et al, 2005). Ці методи досить ефективні під час дослідження угруповань з невеликою кількістю фітокомпонентів. Досліджувані нами рослинні угруповання багатоконпонентні, тому вивчення їх конкурентної структури за цими показниками майже неможливе.

Д. Грайм (Grime, Maskey, 2002) визначав індекс конкурентної здатності виду за такими показниками, як максимальна висота рослин, форма росту, потенційна відносна швидкість росту та накопичення органічного опаду. Кожен із зазначених показників оцінювався максимально 5 балами. При безперечній ефективності використання таких індексів виникає чимало труднощів і непорозумінь при бальній оцінці кожного з зазначених показників.

За фазами онтогенезу конкурентна спроможність видів рослин змінюється. Види з високою конкурентноздатністю у зрілому віці можуть бути досить вразливими в ювенільній фазі (Злобин, 1989). О. М. Прилуцьким досліджено конкурентні взаємовідносини між едифікаторними й асектаторними видами в угрупованнях (Прилуцкий, 2007). Він показав, що в механізмах конкурентного виключення виду зі складу фітоценозу провідна роль належить факторам, які діють у часі. Зокрема, види, які цвітуть одночасно з едифікатором, мають шанс посісти надійні позиції тільки на тих екотопах, де становище едифікатора нестійке. І навпаки, значна розбіжність у термінах цвітіння забезпечує можливість супутньому виду закріпитись у будь-якому угрупованні за участю даного едифікатора. Іншими словами, запропонована О. М. Прилуцьким модель фітоценозу, організованого у часі, не потребує уявлень про конкуренцію як про перманентний процес міжвидової боротьби за володіння життєво необхідними ресурсами. Боротьбу за існування, згідно з цією моделлю, можна уявити як різкий сплеск агресивності виду в період цвітіння. Цю ж позицію можна проілюструвати багаторічними дослідженнями М. Бігона, Дж. Харпера і К. Таусенда (1989), які свідчать про особливу роль диференціації ніш за віссю сезонної ритміки у функціональній інтеграції видів, які формують фітоценоз.

Окрім цього, такі показники, як біомаса і морфометричні характеристики рослин відображають наслідок синергічної дії конкурентної боротьби та комплексу абіотичних факторів екотопу, а тривалість періоду цвітіння можна віднести до внутрішніх чинників, які активно формують конкурентну здатність окремих видів у складі конкретних угруповань.

Зважаючи на результати порівняльного аналізу доцільності і зручності використання описаних у літературі методологічних підходів до оцінки конкурентних взаємовідносин у межах угруповання, нами розроблено власний підхід, базований на моделі О. М. Прилуцького.

З метою виявити, між якими видами рослин найімовірніше тісні конкурентні зв'язки, для кожного виду із флористичних списків досліджуваних угруповань визначили тривалість і місяці цвітіння (табл. Д.12). Види, період цвітіння яких збігається у часі, об'єднали в групи, в межах яких конкурентні зв'язки найтісніші. Всього виділено 23 групи.

Перша об'єднує види, які цвітуть протягом **березня – квітня**, – *Carpinus betulus* L., *Corydalis halleri* Willd., *Corylus avellana* L., *Equisetum arvense* L., *Primula vulgaris* Huds.

Друга група складається з видів, цвітіння яких припадає на **березень – травень**, – *Asarum europaeum* L., *Hepatica nobilis* Mill., *Populus alba* L., *Tussilago farfara* L.

У **березні – квітні** цвіте лише один із видів, наявних на досліджуваних ділянках, – *Stellaria media* (L.) Vill., а в **квітні** – *Populus nigra* L.

П'ята група представлена видами, які цвітуть у **квітні – травні**, – *Acer campestre* L., *A. platanoides* L., *Anemone nemorosa* L., *Barbarea vulgaris* R. Br., *Cerasus avium* (L.) Moench, *Convallaria majalis* L., *Euphorbia amygdaloides* L., *Fagus sylvatica* L., *Ficaria verna* Huds., *Lathraea squamara* L., *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., *Prunus spinosa* L., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl., *Salix caprea* L.

Шоста група об'єднує види, цвітіння яких припадає на **квітень – червень**, – *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara et Grande, *Ranunculus cassubicus* L., *Viola canina* L., *V. palustris* L.

У **квітні – вересні** цвітуть *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Chelidonium majus* L. і *Taraxacum officinale* Webb ex Wigg.; у

травні – *Carex digitata* L., *Paris quadrifolia* L. і *Quercus robur* L.

Численну групу формують види, період цвітіння яких охоплює **травень – червень**: *Acer pseudoplatanus* L., *Ajuga reptans* L., *Alopecurus pratensis* L., *Anthoxanthum odoratum* L., *Asperula odorata* L., *Cardamine pratensis* L., *Carex leporina* L., *C. sylvatica* Huds., *C. vulgaris* Fries, *Euphorbia cyparissus* L., *Fragaria vesca* L., *Galeobdolon luteum* Huds., *Majanthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt, *Nardus stricta* L., *Picea abies* (L.) Karst., *Polygonatum multiflorum* (L.) All., *Ranunculus repens* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Rosa canina* L., *Rubus idaeus* L., *Sambucus nigra* L., *Sanicula europaea* L., *Viburnum opulus* L., *Vinca minor* L.

До десятої групи належать види, які цвітуть у **травні – липні**, – *Aegopodium podagraria* L., *Geum rivale* L., *G. urbanum* L., *Glechoma hirsuta* Waldst et Kit., *Milium effusum* L., *Stellaria nemorum* L., *Tussilago farfara* L., *Vicia cracca* L.

На **травень – серпень** припадає цвітіння видів одинадцятої групи: *Chamomilla recutita* (L.) Rauschert, *Dactylis glomerata* L., *Medicago falcata* L., *M.lupulina* L., *Scrophularia nodosa* L., *Veronica chamaedrys* L., *Viola tricolor* L.

У **травні – вересні** цвітуть *Arenaria serpyllifolia* L., *Coronilla varia* L., *Galium aparine* L., *Lappula squarrosa* (Retz.)Dumort., *Prunella vulgaris* L., *Tragopogon major* Jacq., *Trifolium pratense* L., *T. repens* L. та *Urtica urens* L.; у **травні – жовтні** – *Polygonum aviculare* L.

Чотирнадцята група представлена видами, період цвітіння яких охоплює **червень – липень**: *Achyrophorus maculatus* (L.) Scop., *Anthriscus nemorosa* (Bieb.) Spreng., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Campanula trachelium* L., *Carduus cinereus* Bieb., *Daucus carota* L., *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Epilobium lamyi* F. Schultz, *Epipactis latifolia* (L.) All., *Festuca pratensis* Huds., *Glechoma hederacea* L., *Juncus effusus* L., *Lathyrus pratensis* L., *L. sylvestris* L., *Potentilla erecte* (L.) Raeusch., *Rubus caesius* L., *Rumex confertus* Willd., *Solanum dulcamara* L., *Stachys sylvatica* L., *Tilia cordata* Mill., *Vicia sylvatica* L.

Наступна численна група об'єднує види, з періодом цвітіння **червень – серпень**: *Agrostis tenuis* Sibth., *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Atropa bella-donna* L., *Campanula glomerata* L. s. l., *Centaurea jacea* L., *Cerastium sylvaticum* Waldst. et. Kit., *Circaea lutetiana* L., *Clinopodium vulgare* L., *Crepis tristis* Klok., *Cuscuta*

europaea L., *Digitalis grandiflora* Mill., *Eupatorium cannabinum* L., *Festuca gigantea* (L.) Vill., *Galium mollugo* L., *Hypericum perforatum* L., *Leucanthemum vulgare* Lam., *Linaria vulgaris* Mill., *Lysimachia nummularia* L., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Mycelis muralis* (L.) Dumort., *Salvia glutinosa* L., *Vicia cassubica* L.

Шістнадцята група складається з видів, цвітіння яких охоплює **червень – вересень**: *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., *Galeopsis speciosa* Mill., *Galium verum* L., *Geranium robertianum* L., *Lythrum salicaria* L., *Plantago major* L., *Prunella vulgaris* L., *Setaria glauca* (L.) Beauv., *Urtica dioica* L. У **червні-жовтні** цвіте *Chenopodium album* L., у **липні** – *Rubus serpens* Weihe ex Lej. et Court.

На **липень – серпень** припадає цвітіння таких видів, як *Artemisia vulgaris* L., *Campanula bononiensis* L., *C. latifolia* L., *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, *Equisetum hyemale* L., *Hieracium villosum* Jacq., *Impatiens noli-tangere* L., *Mentha longifolia* (L.) Huds., *Stenactis anua* (L.) Nees.

Періодом цвітіння, який триває з **липня по вересень**, характеризуються види двадцятої групи – *Ambrosia artemisifolia* L., *Arctium tomentosum* Mill., *Artemisia absinthium* L., *Bidens tripartita* L., *Chenopodium album* L., *Cichorium intybus* L., *Erigeron canadensis* L., *Lycopus europaeus* L., *Serratula tinctoria* L. У **липні – жовтні** цвіте *Polygonum hydropiper* L.; у **серпні – вересні** – *Achillea micrantha* Willd. і *Lotus corniculatus* L. р. р.; у **вересні – жовтні** – *Hedera helix* L.

Отже, одна група видів може поєднувати представників різних ярусів рослинного угруповання. Тому постає закономірне запитання: чи існує принципова різниця у взаємовідносинах між видами одного ярусу і між видами, які належать до різних ярусів. Згідно з поглядами А. А. Ниценка (1971), кожна особина досить суттєво змінює середовище в безпосередній близькості навколо себе, через що взаємовплив рослин здійснюється переважно по вертикалі. Отже, взаємовідносини між рослинами різних ярусів, на його думку, тісніші. В. І. Василевич (1983) акцентує увагу на тому, що значна частина необхідних рослинних ресурсів потрапляє в угруповання згори або знизу, що і викликає конкурентні взаємини між рослинами різних ярусів.

Б. М. Норін (1991), навпаки, дотримується думки, що види

одного ярусу характеризуються тіснішими конкурентними зв'язками. Однак його концепція базується на визначенні кореляційних взаємин між покриттями окремих видів. Отже, за такими розрахунками місце, зайняте особинами одного виду, не можуть посідати особини іншого, хоча ці види можуть мати подібні екологічні потреби і не здійснювати негативного взаємовпливу. Однак, якщо знехтувати чинником просторового виключення (Василевич, 1983), зв'язки видів навіть із невисоким проективним покриттям перетворюються на слабопозитивні, що суперечить концепції Б. М. Норіна.

Отже, в наших дослідженнях ми керувалися позицією В. І. Василевича, включаючи до конкурентних груп види рослин різних ярусів.

Більшість виділених нами груп перекриваються. Якщо діапазон періоду цвітіння однієї групи включає діапазон або більшу частину періоду цвітіння іншої, види, які входять до їх складу характеризуються конкурентними зв'язками середньої сили. Якщо початок періоду цвітіння видів рослин однієї групи збігається з кінцем періоду цвітіння іншої, між ними мають місце конкурентні зв'язки меншої сили. Сила конкурентних зв'язків видів, періоди цвітіння яких не збігаються в жодний момент часу, дуже низька, а отже, нею можна знехтувати.

Сила зв'язків між виділеними групами рослин зображена на рисунку 92. Види першої конкурентної групи взаємодіють тільки з видами 2–7 груп. Для видів рослин другої групи виявлено середні конкурентні зв'язки із видами 1 і 3–9 груп і низький конкурентний зв'язок із видами 10–13 груп. Третій групі властиві середніми конкурентними зв'язками з усіма іншими групами, окрім 23, з якою виявлено низький зв'язок. До складу четвертої, восьмої та вісімнадцятої груп належить тільки по одному виду, які конкурують з видами суміжних груп. П'ята конкурентна група взаємодіє з середньою силою зв'язку із видами 1–4 і 6–9 груп і з низькою конкурентною силою зв'язку з видами 10–13 груп. Велику кількість конкурентних зв'язків переважно середньої сили мають види сьомої, одинадцятої, дванадцятої і тринадцятої груп. Зі збільшенням порядкового номера групи кількість зв'язків зменшується. Так, види двадцять третьої групи конкурують тільки з видами 12, 13, 16, 17, 20–22 груп.

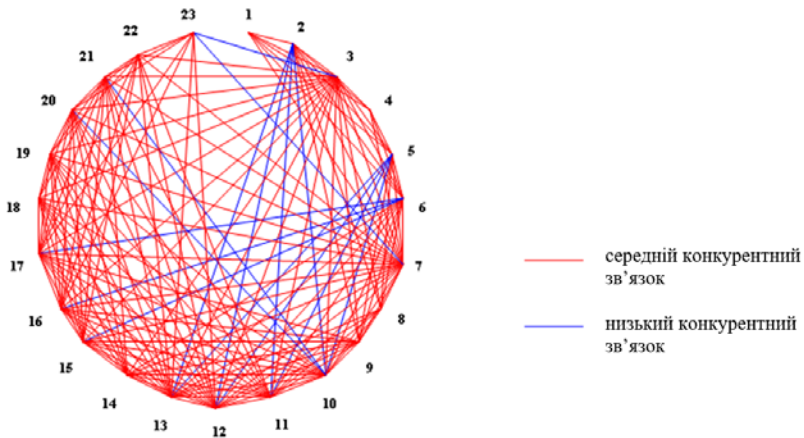


Рис. 92. Зв'язки між конкурентними групами видів рослин зрубів букових лісів Північної Буковини

У розділі 5 детально описано запропонований нами підхід до визначення ступеня конкурентної напруженості в угрупованні. Результати його розрахунку для дослідних ділянок показали, що на зрубках у межах ОПБ чіткої закономірності в динаміці конкурентної напруженості не спостерігається (рис. 93). На 5-річному зрубі значення даного показника наближається до значення, зафіксованого у зрілому лісі.

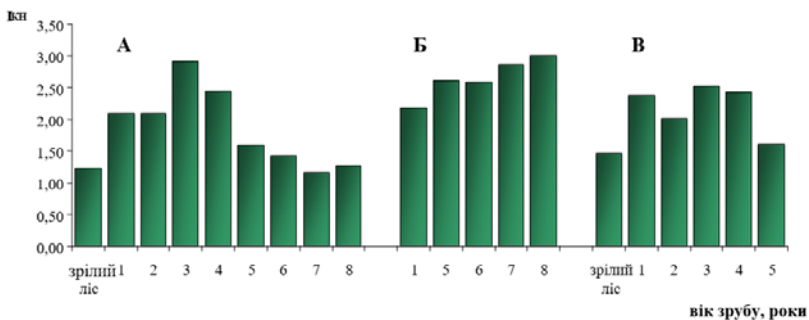


Рис. 93. Динаміка конкурентної напруженості угруповань зрубів букових лісів Північної Буковини: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Оцінка конкурентної напруженості досліджуваних угруповань виявила менше значення даного показника в межах зрілих лісів незалежно від належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica* порівняно з угрупованнями зрубів. Тільки на 7-річному зрубі на території СПБ із лісовим типом відновлення значення індексу дещо нижчий, ніж у межах зрілого лісу. На перший рік після вирубування конкурентна напруженість в угрупованнях зросла майже вдвічі незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*.

На 3-річному зрубі з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ конкурентна напруженість досягає максимального значення, що втричі перевищує значення, зафіксоване у зрілому лісі. Надалі спостерігається тенденція до зменшення, а потім і стабілізації конкурентної напруженості.

Для зрубів із лучним типом відновлення на території СПБ виявлено протилежну тенденцію – із віком зрубів показник конкурентної напруженості зростає і на 8-річному втричі перевищує значення, зафіксоване для зрілого лісу.

Функціональні групи фітоценозів зрубів букових лісів в ракурсі відновних динамічних процесів

Конкурентна спроможність видів зменшується або збільшується залежно від конкретних фітоценотичних умов (Злобин, 1989). Одна з оцінок сформованості структури угруповання – тіснота зв'язків між видами: чим слабший зв'язок, тим випадковіше розміщення видів один щодо одного (Карманова, 1961). Зазвичай такі зв'язки визначають двома незалежними способами: знаходженням асоційованості та встановленням поєднуваності видів рослин. Асоційованість розкриває тенденцію видів зростати спільно або, навпаки, уникати один одного, натомість поєднуваність розкриває характер і ступінь взаємодії спільно зростаючих видів (Коваленко, Злобин, 2001). Ці показники не виявляють причинно-наслідкових зв'язків між видами, оскільки один ступінь тісноти може бути наслідком різних явищ, однак важливий самий факт наявності достовірних зв'язків.

Один із широко вживаних способів оцінки видової поєднуваності розроблений О. О. Урановим. Цей спосіб полягає у виявленні регресії рясності діючого і підлеглого видів-конкурентів. Модель базується на двох припущеннях (Злобин, 1989): 1) екологічний потенціал місцеіснування пов'язаний із кількістю виду; 2) екологічні фактори розрізняються як подільні та неподільні, або ресурси й умови. Однак, як зазначає В. І. Василевич (1983), поєднуваність видів спричинюється не тільки міжвидовими взаємодіями, але й неоднорідністю середовища, і особливостями насінневого та вегетативного розмноження видів. Окрім того, метод О. О. Уранова потребує вибору досліджуваних ділянок, які повинні бути максимально ідентичними за всіма головними ознаками рослинності, окрім рясності діючого виду (Злобин, 1989). На зрубках умови рослинності різняться часом досить виразно. І, нарешті, аналізована модель ігнорує часовий фактор у взаємодії видів рослин. Тому використовувати цей метод у дослідженні sukcesії недоцільно.

Вихідним матеріалом для визначення асоційованості є чотирипільні таблиці (Миркин и др., 1989), за допомогою яких можливе зіставлення якісних даних про зв'язок двох видів. На основі цих таблиць для обчислення асоційованості видів запропоновано велику кількість індексів (Злобин, 1989; Миркин и др., 1989; Галанин, 1991). Б. М. Міркіним і Г. С. Розенбергом (1978) проаналізовано доцільність і ефективність їх використання з позицій окремих напрямків і умов фітоценотичних досліджень.

Завдання наших досліджень – виявлення головних функціональних груп досліджуваних фітоценозів. Тому під час оцінювання асоційованості слід врахувати всі виявлені на ділянках види, незалежно від їх рясності і трапляння. Оскільки значної різниці між більшістю індексів, які базуються на чотирипільних таблицях, немає, ми обрали найчастіше використовуваний в екологічних дослідженнях індекс Бароні–Урбані–Бюсера (Real et al., 1997). На основі отриманих даних нами побудовано матрицю асоційованості видів та за її допомогою проведено їх кластеризацію.

У сучасній науковій літературі побутують уявлення про неоднакову інформативність різних видів в угрупованні (Боряков, Воротников, 2001). Оцінка ж інформативності видів базується на

обчисленні суми їх кореляцій з іншими видами. На основі праць про роль окремих видів у сукцесійній динаміці (Ибрагимов, 1978; Ермолова, 1981; Крылов, 1984; Мирошниченко, 1990; Титлянова и др., 1993; Лазор, 1996; Крышень, 2003, 2004; Парпан, 2003, 2006; Корінько, 2004; Парпан та ін., 2005; Лисенко, 2007) можна припустити, що до складу досліджуваних угруповань належать види, асоційовані з *F. sylvatica* як едифікаторним видом материнського фітоценозу. Ці види створюють «ядро» сукцесії. Більшість із них наявні в клімаксовому угрупованні і не зникають після вирубування, забезпечуючи процес сукцесії. На наступних стадіях вони тільки змінюють чисельність і щільність (Титлянова и др., 1993; Горшков и др., 1999). Друга група поєднує ремонтні види, які трансформують середовище для успішного перебігу наступних стадій сукцесії. До третьої належать малоінформативні види, наявність яких у складі фітоценозу явище випадкове і важкопрогнозоване. Важливість таких видів в угрупованнях значно менша, порівняно із двома попередніми групами.

Отже, базуючись на зробленому припущенні, нами проведено кластеризацію даних за допомогою методу К середніх (Боровиков, 2000, 2003). У результаті отримано три кластерні групи, які відповідають очікуванім (рис. 94).

Кожен із отриманих кластерів проаналізовано методом деревоподібної кластеризації. Перша функціональна група містить 50 видів. Серед них виявлено 74 % загальної кількості видів, знайдених у зрілому лісі в межах СПБ і 44 % від кількості видів, які зростають у зрілому лісі в межах ОПБ. Сюди ж належать види, які є майже на всіх досліджуваних зрубках і переважно не виявляють залежності від віку, типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*. За невеликим винятком, ці види можна зарахувати до ядерних у дослідженому динамічному відновному процесі.

Друга група складається з 42 видів і містить види, які мають високу інвазійну здатність, проте трапляються далеко не на всіх стадіях сукцесії біогеоценозів досліджуваних зрубів. Здебільшого це ремонтні види. Сюди ж належить значна кількість видів, приурочених до ділянок на території ОПБ.

Третя, найчисленніша (76 видів), група об'єднує велику кількість флуктуаційних і, переважно, випадкових видів, а також

видів, які виявляють приуроченість до ділянок із лучним типом відновлення рослинного покриву. Наприклад: види-червонокнижники, види, виявлені на зрубках в одиничних екземплярах, а також види із низьким відсотком трапляння. Тому їх можна віднести до групи малоінформативних видів, яким у відновній динаміці належить незначна роль.

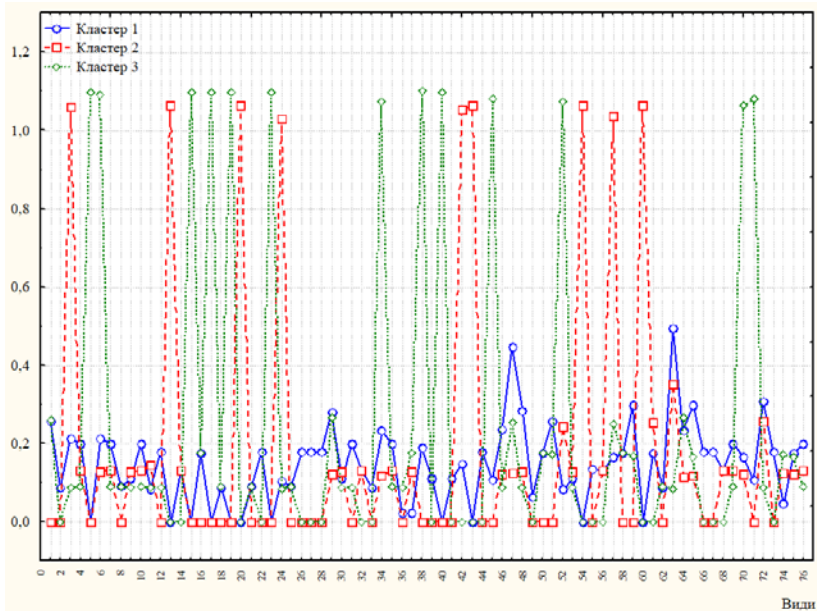


Рис. 94. Кластерні групи, які об'єднують види із різних функціональних груп: кластер 1 – види, котрі становлять сукцесійне ядро; кластер 2 – ремонтні види; 3 – малоінформативні випадкові види

Узагальнюючи отримані результати, доходимо висновку, що біотичні взаємини, поруч із абіотичними факторами екотопу, відіграють важливу роль у відновних сукцесійних процесах, які відбуваються на зрубках букових лісів Північної Буковини.

Серед значного розмаїття методів оцінки міжвидових взаємовпливів у складі фітоценозу лише невелика кількість підтвердила доцільність і ефективність під час дослідження змін у рослинних угрупованнях після вирубування деревостану.

Показник загальної сукцесійної динамічності виявив більшу

залежність від сукцесійної динаміки і меншу – від флуктуаційної. Внесок флуктуаційної динамічності збільшується зі зростанням віку зрубів незалежно від типу відновлення та належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*. Частка стабільно існуючих видів у складі угруповань досліджуваних ділянок має тенденцію до збільшення зі зростанням віку зрубу, а накопичення видів – зворотну до загальної динамічності тенденцію.

Пов'язаний із флуктуаційними змінами фітокомпонентів показник трапляння видів допоміг визначити види, імовірність трапляння яких на зрубках букових лісів Північної Буковини найбільша. До них належать *F. sylvatica*, *Salix caprea*, *Asarum europaeum*, *Carpinus betulus*, *Rubus caesius*, *Acer pseudoplatanus*, *Pulmonaria obscura*, *Fragaria vesca* і *Stenactis anua*.

Модель фітоценозу, організованого у часі, не потребує уявлень про конкуренцію як про перманентний процес міжвидової боротьби за володіння життєво необхідними ресурсами. Боротьбу за існування, згідно з цією моделлю, можна уявити як різкий сплеск агресивності виду в період цвітіння. Розроблений нами методичний підхід на основі моделі О. М. Прилуцького дав змогу визначити найтісніші конкурентні зв'язки між видами в досліджуваних угрупованнях. Так, виділено 23 групи, в межах яких встановлена найгостріша конкурентна агресивність, і показано середні та низькі конкурентні зв'язки між видами рослин окремих конкурентних груп.

На основі індексу Нумати нами розроблено індекс обчислення конкурентної напруженості в рослинних угрупованнях, основою якого є показник конкурентної агресивності видів, що визначаються за запропонованою нами оригінальною методикою. За результатами обчислення індексу конкурентної напруженості простежено головні закономірності перебігу ініціальних стадій сукцесії на зрубках букових лісів Північної Буковини на території СПБ. Конкурентна напруженість у клімаксових угрупованнях вдвічі менша порівняно з фітоценозами свіжих зрубів. На ділянках із лісовим типом відновлення рослинного покриву до 3-річного віку спостерігається зростання конкурентної напруженості, а з 4-річного знижується аж до відновлення рівня, зафіксованого у зрілому лісі. На зрубках із лучним типом відновлення із віком зрубу конкурентна напруженість зростає.

На основі результатів розрахунку індексу асоційованості видів у досліджених рослинних угрупованнях окреслено три функціональні групи рослин: 1) види, асоційовані із *F. sylvatica*, які становлять сукцесійне ядро (рис. 95); 2) ранньосукцесійні і ремонтні види (рис. 96); 3) малоінформативні види і види із високою інвазійною здатністю (рис. 97).



Рис. 95. Дендрит функціональної групи, яка об'єднує види, що формують сукцесійне ядро



Рис. 96. Дендрит функціональної групи, яка об'єднує ранньосукцесійні та ремонтні види

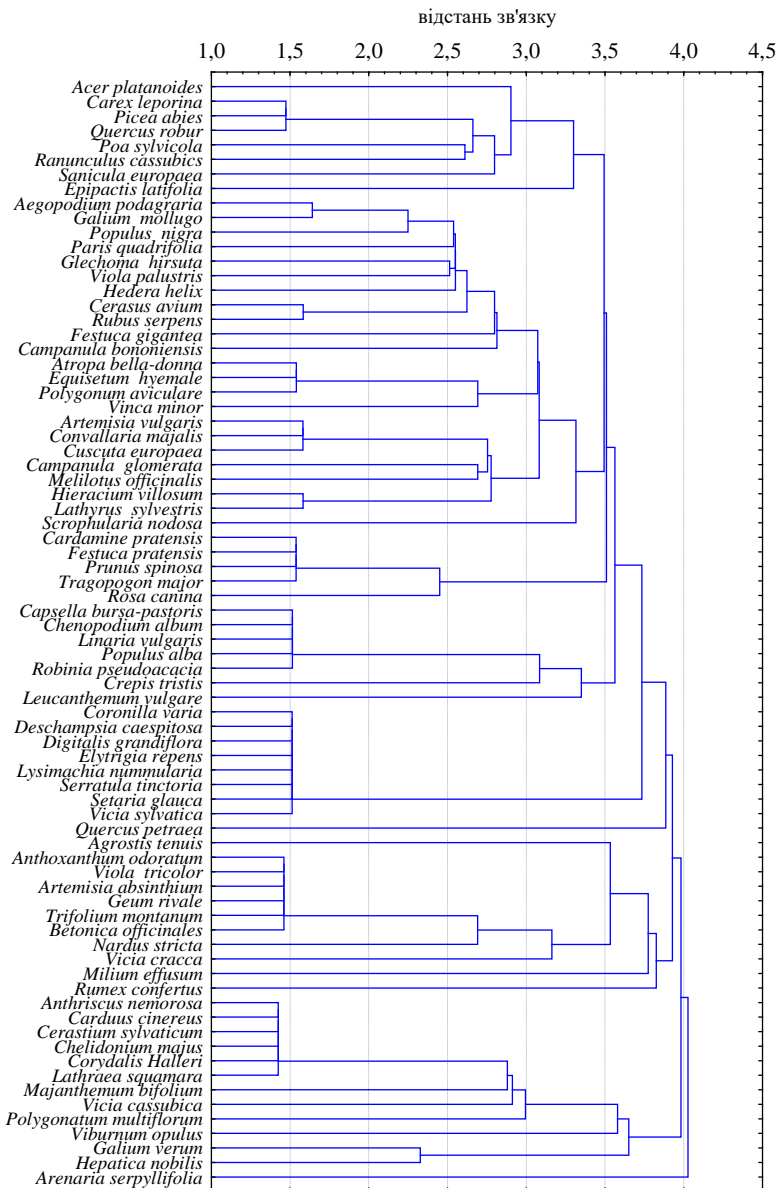


Рис. 97. Дендрит функціональної групи, яка об'єднує малоінформативні випадкові види та види з високою інвазійною здатністю

РОЗДІЛ 9. ПРОГНОЗУВАННЯ ПОТЕНЦІЙНОЇ ФЛОРИ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ

Предикторний підхід у екологічних дослідженнях

Під екологічним предиктором розуміють модель, яка дозволяє прогнозувати майбутні процеси і стани екологічних систем та їх компонентів (Розенберг и др., 1994). Предиктивна екологія як нова парадигма отримала поштовх у 90-х роках ХХ ст. (Hobbs, Morton, 1999) і продовжила інтенсивно розвиватися у новому столітті (Evans et al., 2012; 2013; Mouquet et al., 2015; Dietze, 2017; Maris et al., 2018). Оперування великими базами екологічної інформації та можливості сучасної обчислювальної техніки сприяють розвитку цієї галузі екології. А різноспрямованість екологічних досліджень і широке коло стейкхолдерів призвели до великого різноманіття екологічних предикторів: від моделей, які симулюють процеси у конкретних екосистемах, наприклад, у штучній водоймі або у лісовій екосистемі після пожежі, до моделей глобальних змін біорізноманіття або клімату. Предикторний підхід з однаковим успіхом застосовується при дослідженні генетичного або видового різноманіття, структури угруповань, функціонування екосистем, перебігу біогеохімічних циклів тощо.

Усе різноманіття екологічних предикторів науковці (Mouquet et al., 2015; Maris et al., 2018) ділять на дві категорії: 1) пояснювальні (*corroboratory, explanatory predictors*), які по суті є гіпотезою, що вимагає підтвердження або спростування і може бути перевірена експериментально або шляхом спостереження у натурних умовах; 2) випереджальні (*anticipatory*) – масштабні прогнози, які приймаються як аксіома. Так, прогноз сукцесійних змін рослинного покриву на зрубі можна віднести до групи пояснювальних. Прикладами випереджальних предикторів слугують прогностичні моделі зміни рівня Світового океану внаслідок танення льодовиків.

При побудові екологічного предиктора дослідники змушені долати низку перешкод:

- проблеми, індуковані збиранням та обробкою первинної інформації (Розенберг и др., 1994; Purves et al. 2013);

- труднощі, породжені складністю екологічних систем та процесів, які у них перебігають, а також емерджентними властивостями підсистем у їх складі (Розенберг и др., 1994; Harfoot et al. 2014; Maris et al., 2018);
- невизначеність через стохастичний характер процесів, які перебігають у природних системах (Maris et al., 2018);
- необхідність створення не окремої моделі, а цілих кластерів моделей, які могли б різнобічно та комплексно охарактеризувати властивості екологічних систем і разом з тим не були б відділені одна від одної (Розенберг и др., 1994);
- труднощі через відчутний антропогенний вплив на перебіг процесів у екосистемах (Maris et al., 2018).

Прогностичні моделі в екології застосовуються до змінних у часі явищ. Нині запропоновано чимало предикторів різних аспектів перебігу сукцесій лісових екосистем. Вже стало класикою застосування марківських ланцюгів для формального опису перебігу послідовності сукцесійних фаз (Usher, 1979; Логофет, 2010). Широкої популярності набули й геп-моделі (*gap models*), які враховують конкурентні взаємовідносини між видами і ґрунтуються на аналізі «вікон відновлення» як у деревному ярусі, так і структурі піднаметових ценозів (Connel et al., 1997; Seagle, Liang, 2001; Дідух, 2010). Імітаційні динамічні лісоекологічні моделі не менш розповсюджені. До таких, наприклад, належить модель FORKOME, яка імітує ріст окремих дерев за висотою та діаметром із урахуванням комплексу лімітуючих чинників (Козак, Парпан, 2006). Останніми роками матеріалом для прогнозування перебігу сукцесій використовуються дані дистанційного зондування землі (Федорова, Уланова, 2011; Van Ewijk, 2015).

Окремої уваги вартий синфітоіндикаційний підхід до прогнозування складу флори у межах конкретних біотопів. Я. П. Дідух (2011) зазначає, що для передбачення подальшого розвитку екосистем необхідно вдаватися до дослідження закономірностей їх внутрішньої організації. А у якості інструменту таких досліджень автор пропонує використовувати фітоіндикаційні шкали.

Потенційна флора досліджених зрубів

Під потенційною флорою в сучасній екологічній літературі (Оценка и сохранение..., 2000; Платонова, 2001; Смирнова и др., 2002) розуміють повний набір регіональних видів рослин, які за своїми екологічними характеристиками відповідають екотопним умовам певної території. З одного боку, уявлення про потенційну флору базуються на поняттях, розроблених у межах флористики (Юрцев, 1992), а з іншого – на концепції взаємозв'язку між властивостями місцезростань та характеристиками видових популяцій (Смирнова и др., 2002).

У зарубіжній літературі (Chase, 2003; Krieger et al., 2003; Lepš, 2001; Peet et al., 2003) для позначення потенційної флори використовують термін *actual species pool* (актуальний видовий фонд). Аналізуючи теорію актуального видового фонду, О. О. Савельєв (2004) зазначає, що реально наявне на території флористичне різноманіття може і повинно бути доповнене видами, які мають можливість зростати за даних екологічних умов. Така необхідність зумовлена тим, що навіть для однієї ділянки списки видів, зазначених в описах різних авторів або складених у різні пори року, зазвичай відрізняються. Такі описи можна розглядати як вибірку з генеральної сукупності всіх можливих поєднань видів локального актуального фонду.

Є багато теоретичних проблем, пов'язаних із визначенням потенційної флори. Серед них – необхідність додаткової розробки питання обмежень списків потенційної флори, які визначаються, зокрема, просторовими характеристиками і гетерогенністю території (Оценка и сохранение..., 2000), а також визначення міри врахування ступеня деградації екотопу (Смирнова и др., 2002).

Окрім цього, в літературі (Оценка и сохранение..., 2000) описано можливість ситуації, коли вид регіональної флори, наявний у списку реальної флори, але його немає у розрахунковому списку. Автори розглядають подібні ситуації як наслідок неточності екологічних шкал, за якими індикувано екотопні характеристики.

Алгоритм розрахунку представленості потенційної флори

реальною об'єднує такі етапи (Оценка и сохранение..., 2000): 1) екологічну оцінку екотопів зрубів букових лісів за допомогою фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова; 2) розрахунок на її основі потенційної флори досліджуваних ділянок; 3) визначення співвідношення кількості видів потенційної і реальної флори; 4) еколого-ценотичний аналіз списків потенційної флори досліджуваних зрубів; 5) порівняльний аналіз еколого-ценотичної структури потенційної і реальної флори; 6) порівняльний аналіз таксономічних спектрів потенційної і реальної флори.

На основі результатів фітоіндикації нами визначено максимальні діапазони екологічних режимів факторів кліматопу, едафотопу та освітлення для зрубів із лісовим і лучним типом відновлення в межах СПБ, а також для зрубів на території ОПБ (табл. 17).

Таблиця 17

*Діапазони екологічних режимів факторів екотопів зрубів
букових лісів Північної Буковини*

Фактор	СПБ				ОПБ	
	Зруби із лісовим типом відновлення		Зруби із лучним типом відновлення		max	min
	max	min	max	min		
Lc	1	9	1	9	1	9
Tm	3	15	2	15	2	16
Om	3	13	2	14	2	15
Cr	1	14	1	15	1	15
Kn	2	16	1	15	1	15
Hd	3	20	2	20	3	21
Rc	1	13	1	12	1	13
Tr	1	14	1	17	1	15
Nt	1	11	1	12	1	11

З урахуванням отриманих екотопних характеристик складено розрахункові списки потенційної флори досліджених ділянок (див. додатки) за допомогою комп'ютерної програми Хоропотенціал (рис. 40), створеної на основі реєстрів регіональної флори із використанням фітоіндикаційних шкал Д. М. Циганова. Принцип роботи програми полягає у визначенні

потенційної флори для конкретної ділянки із базового регіонального флористичного списку через обрання тих видів, екологічна амплітуда яких за кожним фактором відповідає діапазону відповідного чинника конкретного екоотопу.

У межах СПБ на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву потенційна флора нараховує 552 види, на зрубках із лучним типом відновлення – 537 видів (табл. 18). Найбільшою кількістю видів (643) характеризується потенційна флора ділянок на території ОПБ. Кількість видів реальної флори тут також більша порівняно зі зрубками в межах СПБ, незалежно від того, за яким типом на них відбувається відновлення.

Таблиця 18

*Представленість потенційної флори реальною на зрубках
букових лісів Північної Буковини*

Показник	СПБ		ОПБ
	Зруби із лісовим типом відновлення	Зруби із лучним типом відновлення	
Кількість видів потенційної флори	552	537	643
Кількість видів реальної представленої флори	92	93	99
Відсоток представленості потенційної флори реальною	17	17	15

Представленість потенційної флори реальною на зрубках у межах ОПБ становить 15 %. Флора, представлена на зрубках у межах СПБ, складає 17 % від потенційно визначеної.

Окрім кількісної оцінки представленості потенційної флори реальною, доцільний її якісний аналіз. Проаналізувати структуру флористичних втрат, оцінити їх можливі причини й очікувану динаміку можна порівнянням еколого-ценотичних спектрів реальної та потенційної флор (Оценка и сохранение..., 2000).

Результати аналізу спектрів ЕЦГ для потенційної та реальної флор досліджуваних зрубів (рис. 98) показали переважання в обох випадках видів лучно-степової групи, незалежно від типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин

ареалу *F. sylvatica*. Оскільки ми аналізували флору зрубів тільки на ініціальних стадіях відновної динаміки, такий розподіл видів за ЕЦГ закономірний через великий внесок до складу угруповання піонерних фітоценоелементів, спільних для різних видових формацій.

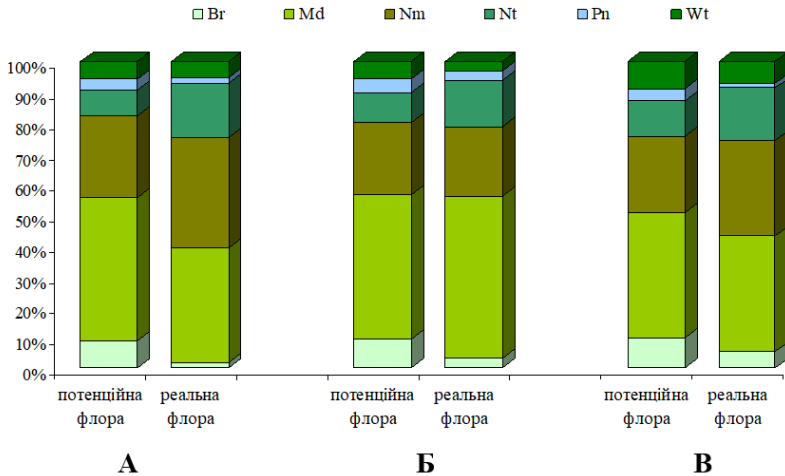


Рис. 98. Еколого-ценотичні спектри потенційної та реальної флор зрубів букових лісів Північної Буковини: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ характеризуються більшою часткою неморальних видів серед реальної флори, порівняно з потенційною. Подібна закономірність помічена нами і для зрубів у межах ОПБ, проте різниця між часткою видів неморальної ЕЦГ реальної і потенційної флор менша.

Кількість видів нітрофільної ЕЦГ для всіх ділянок незалежно від типу відновлення рослинного покриву чи належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica* у реальній флорі представлена більшою часткою, порівняно з потенційною. Натомість частка видів, які належать до бореальної та борової груп, більша для потенційної флори. Відсоток водно-болотної ЕЦГ у складі потенційної та реальної флор приблизно однаковий

для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ, для зрубів із лучним типом відновлення та на території ОПБ спостерігається незначне його зменшення у склад реальної флори порівняно з потенційною.

Отже, флористичні втрати потенційної флори на досліджуваних зрубках передусім стосуються видів, які належать до бореальної та борової ЕЦГ для всіх досліджуваних ділянок, а також лучно-степової – для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву на території СПБ і зрубів у межах ОПБ.

Аналіз таксономічних спектрів досліджуваних ділянок виявив (табл. 19) на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ 85 родин, представлених потенційною флорою, і 39 родин, представлених реальною; на зрубках із лучним типом відновлення – 78 і 33; на зрубках у межах ОПБ – 85 і 37 відповідно.

Таблиця 19

*Таксономічний склад потенційної флори зрубів букових лісів
Північної Буковини*

Показники	СПБ				ОПБ	
	Зруби з лісовим типом відновлення		Зруби з лучним типом відновлення			
	потенційна флора	реальна флора	потенційна флора	реальна флора	потенційна флора	реальна флора
Загальна кількість родин	85	39	78	33	85	37
Кількість родин, представлених більш ніж 5 % загального числа видів	4	4	5	5	5	5

Нами зауважено, що кількість родин представлених більш, ніж 5 % від загального числа видів, однакова для потенційної та реальної флор усіх досліджуваних ділянок незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву і належності до різних

частин природного ареалу *F. sylvatica*. Проте для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ помічено їх якісну різницю. Так, для реальної флори цих зрубів виявлено переважання видів родин *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Ranunculaceae*, натомість для потенційної флори притаманне переважання видів родин *Asteraceae*, *Poaceae*, *Lamiaceae*, *Rosaceae*. Реальна флора зрубів із лучним типом відновлення як і потенційна, характеризується значною часткою видів 5 родин – *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae* і *Rosaceae*. Ці ж родини представлені найбільшою кількістю видів, як потенційної, так і реальної флор на зрубках у межах ОПБ.

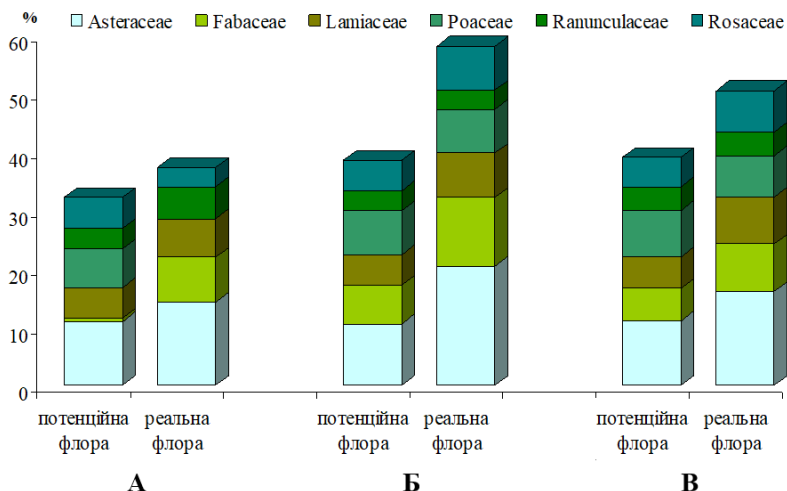


Рис. 99. Внесок найбільше представлених видами родин у таксономічні спектри рослинних угруповань зрубів букових лісів Північної Буковини: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ

Отже, тільки шість родин формують ядро всіх досліджуваних зрубів букових лісів (рис. 99). Серед них найбільша частка (10,55–20,43 %) припадає на родину *Asteraceae*, що підтверджується на всіх зрубках незалежно від типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*.

Причому, внесок цієї родини до складу реальної флори більший порівняно з її внеском у потенційну флору. Від 0,56 до 11,83 % коливається частка родини *Fabaceae*, яка також більша у складі реальної флори. Особливо яскраво ця різниця виражена для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву.

Внесок родини *Lamiaceae* як у потенційну, так і в реалізовану флору досліджуваних зрубів коливається в менших межах (5,27–8,08 %) і не виявляє залежності від типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica* L.

Родина *Poaceae* не представлена жодним видом серед списків реальної флори зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ, а її частка у таксономічному спектрі потенційної флори для цих зрубів становить 6,59 %. Для зрубів із лучним типом відновлення внесок *Poaceae* у реальну флору дорівнює внескові у потенційну флору, або 7,53 %. Частка видів даної родини у складі потенційної флори зрубів у межах ОПБ перевищує її частку в реальній флорі приблизно на один відсоток.

Мало варіює частка родини *Ranunculaceae* – 3,23–5,49 %. Представники родини *Rosaceae* на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ роблять більший внесок у потенційну флору порівняно з реальною. На зрубках із лучним типом відновлення та в межах ОПБ нами зауважено протилежну тенденцію.

Загальний внесок вищепроаналізованих шести родин у потенційну і реалізовану флору досліджуваних зрубів сягає 32,20 і 37,36 % відповідно для зрубів на території СПБ із лісовим типом відновлення, 38,61 і 58,06 % – для зрубів із лучним типом відновлення та 39,06 і 50,51 % – для зрубів в межах ОПБ.

Отже, очевидна різниця внеску окремих родин до складу реальних і потенційних флор досліджуваних зрубів. Майже всі розглянуті нами родини характеризуються більшою часткою у складі реальних флор. Така закономірність пов'язана з таксономічними втратами більшості родин, представлених у потенційній флорі одним–двома видами. Так, потенційна флора зрубів із лісовим типом відновлення на території СПБ налічує 24 родини, представлені тільки одним видом, і 21 родину, представлених двома видами. Для зрубів із лучним типом відновлення встановлено 26 і 17 таких родин відповідно, а для

зрубів у межах ОПБ – 28 і 19 родин відповідно.

Більшості з цих видів – *Adoxaceae*, *Amaryllidaceae*, *Anacardiaceae*, *Asclepiadaceae*, *Aspleniaceae*, *Betulaceae*, *Cactaceae*, *Cucurbitaceae*, *Ericaceae*, *Grassulaceae*, *Monotropaceae*, *Oleaceae*, *Onocleaceae*, *Ophioglossaceae*, *Oxalidaceae*, *Parnassiaceae*, *Polemoniaceae*, *Polygalaceae*, *Resedaceae*, *Rhamnaceae*, *Rutaceae*, *Santalaceae*, *Saxifragaceae*, *Thymelaeaceae*, *Ulmaceae*, *Valerianaceae* тощо – немає у складі реальної флори.

Родини *Dipsacaceae*, *Gentianaceae*, *Grossulariaceae*, *Malvaceae*, *Pyrolaceae* представлені більш ніж 2 видами і є у списках потенційних флор усіх досліджуваних ділянок, проте не помічені у складі реальних флор.

Окрему увагу привертає родина *Orchidaceae*, якій належить значна частка (3,28–3,77 %) у складі потенційної флори зрубів букових лісів. Однак у складі реальної флори виявлено тільки одного представника цієї родини – *Epipactis latifolia* (L) All. на зрубках із лісовим типом відновлення в межах СПБ і в зрілому лісі на території ОПБ. Усі види, які належать до цієї родини, червонокнижні, що пов'язано з особливостями їх життєвого циклу (Чорней та ін., 1999). Саме це причина низької стривальності їх у складі реальної флори дослідних зрубів.

Отже, таксономічні втрати потенційної флори стосуються переважно родин, представлених невеликою кількістю видів. Вірогідність їх трапляння нижча, тоді як імовірність присутності у складі угруповань родин, представлених більшою кількістю видів, зростає з кожним наступним видом. Оскільки в отриманих списках потенційних флор кількість родин, представлених 1–2 видами, становить більш ніж ½, переважна їх кількість не представлена реальною флорою.

Узагальнивши результати аналізу потенційної флори зрубів букових лісів Північної Буковини, доходимо певних висновків. Реальна флора дослідних зрубів становить тільки 15–17 % від потенційної, прогнозованої з використанням комп'ютерної програми Хоропотенціал на основі визначених за допомогою екологічних шкал Д. М. Циганова параметрів екоотопів.

Нами проаналізовано еколого-ценотичну структуру визначених потенційних флор. На всіх досліджуваних зрубках незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву, а також належності

до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*, виявлено переважання лучно-степової ЕЦГ. У складі реальної флори зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву та зрубів у межах ОПБ частка лучно-степових видів зменшується, однак для зрубів із лучним типом відновлення, навпаки, помічене зростання частки цієї ЕЦГ. Найбільшою кількістю видів, які належать до неморальної ЕЦГ, характеризуються потенційна і реальна флори зрубів на території СПБ із лісовим типом відновлення рослинного покриву. Усім дослідним ділянкам властивий більший, порівняно із потенціальною флорою, відсоток видів нітрофільної та борової груп у складі реальної флори.

Флористичні втрати потенційної флори на досліджуваних зрубках, передусім стосуються видів, які належать до бореальної та борової ЕЦГ для всіх досліджуваних ділянок, а також лучно-степової – для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву на території СПБ і зрубів у межах ОПБ.

Результати проведеного нами аналізу таксономічних спектрів свідчать, що потенційна флора для всіх досліджуваних зрубів представлена вдвічі більшою кількістю родин порівняно з реальною. Встановлено родини, представлені найбільшою кількістю видів як потенційної, так і реалізованої флор – *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Ranunculaceae* і *Rosaceae*. Їх частка у складі реальної флори більша (24–28 %), порівняно із потенційною (17–21 %). Усі досліджувані зруби за списками потенційної та реальної флор характеризуються переважанням видів родини *Asteraceae*. Родини *Fabaceae* і *Lamiaceae* представлені у складі реальної флори більшою кількістю видів, порівняно з потенційною. Аналогічну тенденцію простежено і для родини *Rosaceae* на всіх зрубках, за винятком ділянок із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ. Частка родини *Poaceae*, відсутньої на зрубках із лісовим типом відновлення, у складі потенційної та реальної флор майже однакова для зрубів із лучним типом відновлення і в межах ОПБ.

Таксономічні втрати потенційної флори стосуються переважно родин, представлених невеликою кількістю видів, які становлять приблизно половину від загальної кількості родин, які об'єднують види визначених потенційних флор.

Верифікація предиктивної моделі розвитку сукцесії букових лісів в умовах Північної Буковини

Верифікація – кінцевий і вкрай важливий етап у екологічному прогнозуванні. Він покликаний підтвердити або ж спростувати працездатність, ефективність і корисність розрахункових моделей і зроблених на їх основі прогнозів. Зазвичай це складний багатостадійний процес (Мастицкий, Шитиков, 2014).

Генерований нами перелік потенційної флори варто розглядати як пояснювальний предиктор, який можна перевірити натурними спостереженнями через певний проміжок часу. У попередніх розділах наведено результати досліджень, проведених протягом 2001–2008 років, на основі яких і було створено список видів потенційної флори для зрубів букових лісів на територіях із СПБ і ОПБ. Перевірку коректності цих переліків ми здійснили у 2019 році. Для цього на підставі серії описів, складених протягом вегетаційного періоду, сформовано флористичний список рослин, присутніх на дослідних ділянках (табл. 20–21).

Таблиця 20

Видовий склад флори зрілого букового лісу та рослинного угруповання, сформованого на місці зрубу із лісовим типом поновлення на території СПБ

№ п/п	Назва виду	Зрілий ліс	2008	2019
1	<i>Acer campreste</i>	+	+	+
2	<i>A. pseudoplatanus</i>	+	+	+
3	<i>Ajuga reptans</i>		+	+
4	<i>Anemone nemorosa</i>		+	+
5	<i>Asarum europaeum</i>	+	+	
6	<i>Asperula odorata</i>	+	+	+
7	<i>Athyrium filix-femina</i>		+	+
8	<i>Carex digitata</i>	+	+	
9	<i>C. sylvatica</i>	+	+	
10	<i>C. remota</i> L.			+

Продовження таблиці 20

№ п/п	Назва виду	Зрілий ліс	2008	2019
11	<i>Carpinus betulus</i>	+	+	+
12	<i>Convallaria majalis</i>			+
13	<i>Dryopteris filix-mas</i>		+	
14	<i>Epipactis latifolia</i>		+	
15	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	+		
16	<i>Fagus sylvatica</i>	+	+	+
17	<i>Ficaria verna</i>		+	
18	<i>Fragaria vesca</i>		+	
19	<i>Galeobdolon luteum</i>		+	
20	<i>Galium aparine</i>		+	
21	<i>G. verum</i>	+		
22	<i>Hepatica nobilis</i>			+
23	<i>Hedera helix</i>	+		+
24	<i>Impatiens noli-tangere</i>		+	+
25	<i>Lathyrus vernus</i>	+	+	+
26	<i>Mycelis myralis</i>		+	
27	<i>Oxalis acetosella</i> L.			+
28	<i>Paris quadrifolia</i>		+	
29	<i>Polygonatum multiflorum</i>	+		
30	<i>Pulmonaria obscura</i>	+	+	+
31	<i>Quercus petraea</i>	+		+
32	<i>Ranunculus cassubicus</i>		+	
33	<i>Rubus caesius</i>		+	+
34	<i>Salix caprea</i>		+	
35	<i>Salvia glutinosa</i>	+	+	
36	<i>Sambucus nigra</i>		+	
37	<i>Sanicula europaea</i>	+	+	+
38	<i>Stellaria holostea</i> L.			+

Закінчення таблиці 20

№ п/п	Назва виду	Зрілий ліс	2008	2019
39	<i>Swida sanguinea</i>	+		+
40	<i>Vinca minor</i>		+	
41	<i>Viola canina</i>	+	+	+
Всього видів		19	30	22

Дослідженнями охоплено лише зруб, де відновлення рослинного покриву відбувалось за лісовим типом, оскільки лучні ділянки було використано лісгоспом для штучного відновлення лісу. Сукупно флористичний список, складений для дослідної території, налічує 41 вид (табл. 20). Встановлено 13 видів, спільних для зрілого лісу та 8-річного (станом на 2008 рік) зрубу і 10 видів, спільних для зрілого лісу та цього ж зрубу у 2019 році. За 10-річний період у складі угруповання з'явилося вісім нових видів. Три з них є у списку флори зрілого лісу: *Hedera helix*, *Quercus petraea*, *Swida sanguinea*. Очевидно, ці види потрапили на ділянку з сусіднього лісу, коли склалися сприятливі для їх зростання умови. П'ять видів не були виявлені на дослідженому зрубі раніше і відсутні у зрілому лісі: *Carex remota*, *Convallaria majalis*, *Hepatica nobilis*, *Oxalis acetosella*, *Stellaria holostea*. Усі наведені види належать до багаторічних рослин.

Натомість зі складу угруповання випали такі типові лісові види як *Asarum europaeum*, *Carex digitata*, *C. sylvatica*, *Dryopteris filix-mas*, *Ficaria verna*, *Fragaria vesca*, *Paris quadrifolia*, *Vinca minor*, *Polygonatum multiflorum* тощо. Їх витіснили близькоспоріднені види та доволі агресивні *Hedera helix* і *Convallaria majalis* із високою сумарною щільністю популяцій.

На території із острівним поширенням *F. sylvatica* загалом встановлено наявність 53 видів (табл. 21). У зрілому лісі кількість видів майже вдвічі більша, ніж на території СПБ. Флористичний список 5-річного (станом на 2008 рік) зрубу містить 30 видів. До 2009 року перелік скоротився до 23 видів, що свідчить про стабілізацію фітоценозу. Він, за термінологією Н. Г. Уланової (2007), стає «закритим» до інвазії випадкових рудеральних видів.

Таблиця 21

Видовий склад флори зрілого букового лісу та рослинного угруповання, сформованого на місці зрубу на території ОПБ

№ п/п	Назва виду	Зрілий ліс	2008	2019
1	<i>Aegopodium podagraria</i>			+
2	<i>Acer platanoides</i>	+	+	+
3	<i>Acer pseudoplatanus</i>		+	+
4	<i>Anemone nemorosa</i>		+	+
5	<i>Asarum europaeum</i>	+		+
6	<i>Asperula odorata</i>	+	+	
7	<i>Athyrium filix-femina</i>	+	+	
8	<i>Campanula trachelium</i>	+		+
9	<i>Carex digitata</i>	+	+	+
10	<i>C. leporina</i>	+		
11	<i>C. sylvatica</i>	+		
12	<i>C. pilosa</i>		+	
13	<i>Carpinus betulus</i>	+	+	+
14	<i>Circaea lutetiana</i>		+	
15	<i>Corylus avellana</i>		+	+
16	<i>Corydalis halleri</i>			+
17	<i>Daucus carota</i>	+		
18	<i>Dryopteris filix-mas</i>	+		+
19	<i>Epilobium lamyi</i>		+	
20	<i>Epipactis latifolia</i>	+		
21	<i>Eupatorium cannabinum</i>		+	
22	<i>Euphorbia amygdaloides</i>		+	
23	<i>Fagus sylvatica</i>	+	+	+
24	<i>Festuca gigantea</i>		+	
25	<i>Galeobdolon luteum</i>	+	+	
26	<i>Galium verum</i>	+		

Закінчення таблиці 21

№ п/п	Назва виду	Зрілий ліс	2008	2019
27	<i>Geranium robertianum</i>	+		
28	<i>G. urbanum</i>	+		
29	<i>Hepatica villosum</i>	+		+
30	<i>Impatiens noli-tangere</i>	+	+	+
31	<i>Juncus effusus</i>		+	
32	<i>Lappula squarrosa</i>	+		
33	<i>Latharaea vernus</i>	+	+	
34	<i>Lycopus europaeus</i>		+	+
35	<i>Majanthemum bifolium</i>		+	
36	<i>Milium effusum</i>	+		
37	<i>Picea abies</i>	+		+
38	<i>Poa sylvicola</i>	+		
39	<i>Pulmonaria obscura</i>	+	+	+
40	<i>Quercus robur</i>	+		+
41	<i>Ranunculus cassubics</i>	+		
42	<i>Rubus caesius</i>	+	+	+
43	<i>Rubus serpens</i>		+	
44	<i>Salix caprea</i>		+	
45	<i>Sambucus nigra</i>	+	+	
46	<i>Sanicula europaea</i>	+		
47	<i>Scrophularia nodosa</i>		+	
48	<i>Swida sanguinea</i>			+
49	<i>Tilia cordata</i>	+	+	+
50	<i>Urtica dioica</i>		+	
51	<i>Urtica urens</i>	+		
52	<i>Veronica chamaedrys</i>			+
53	<i>Viola canina</i>	+	+	+
Всього видів		34	30	23

Спільними для зрілого лісу та 5-річного зрубів є 14 видів, для зрілого лісу та цього ж зрубів у 2019 році – 15 видів (табл. 21). Порівняно з останніми спостереженнями у 2008 році тут з'явилося десять нових видів. Серед них шість містяться також у переліку флори зрілого лісу: *Asarum europaeum*, *Campanula trachelium*, *Dryopteris filix-mas*, *Hepatica villosum*, *Picea abies*, *Quercus robur*. *Corydalis halleri* – новий у дослідженому угрупованні на території ОПБ, проте міститься у переліку видів на території СПБ. Відсутні у зрілому лісі та на 5-річному зрубів *Aegopodium podagraria*, *Swida sanguinea* і *Veronica chamaedrys* були виявлені тут раніше на ранньосукцесійній стадії розвитку рослинного покриву. Ці спостереження підкреслюють роль насінневого банку, закладеного у ґрунтах зрубів, від якого значною мірою залежить подальша реалізація ємності первинного угруповання. Способи рубання і трелювання деревини з мінімальним ушкодженням поверхневого ґрунтового шару сприяють швидшому і ефективнішому природному поновленню не лише самосіву і підросту домінуючих порід, але й аутентичного трав'яно-чагарникового рослинного покриву. За умови значного пошкодження підстилки і ґрунтового покриву букові ліси можуть змінюватися щільнодернинними угрупованнями (Малиновський, 2002; Вітер, 2006), що ми й спостерігали на прикладі зрубів із лучним типом відновлення.

Порівняльний аналіз флористичних списків дає нам змогу виділити «флористичне ядро» спільних для зрілого лісу і всіх стадій сукцесії видів. До них в першу чергу належать деревні види: *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*. Для території в межах СПБ серед трав «флористичного ядра» відмічено *Asperula odorata*, *Lathyrus vernus*, *Pulmonaria obscura*, *Sanicula europaea* та *Viola canina*; для території в межах ОПБ – *Carex digitata*, *Impatiens noli-tangere*, *Pulmonaria obscura*, *Viola canina*. Отже, на різних дослідних ділянках окремі види «флористичного ядра» співпадають і можуть слугувати індикаторними видами для букових лісів Північної Буковини.

Із восьми нових видів, описаних в 2019 році, для ділянки у межах СПБ шість є у згенерованих списках потенційної флори: *Carex remota*, *Convallaria majalis*, *Hepatica nobilis*, *Hedera helix*, *Oxalis acetosella*, *Swida sanguinea*. На зрубів у межах ОПБ вісім із

десяти видів є в списках потенційної флори: *Aegopodium podagraria*, *Asarum europaeum*, *Campanula trachelium*, *Corydalis solida*, *Dryopteris filix-mas*, *Picea abies*, *Quercus robur*, *Swida sanguinea*. Даний факт підтверджує працездатність, корисність та ефективність розрахункової моделі предиктора, однак вказує на необхідність доопрацювання вхідного переліку видів.

Для порівняння таксономічної структури потенційної флори та списки реальної флори для дослідних ділянок у 2008 і 2019 рр. ми обрали лише провідні родини: *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Ranunculaceae*, і *Rosaceae* (рис. 100).

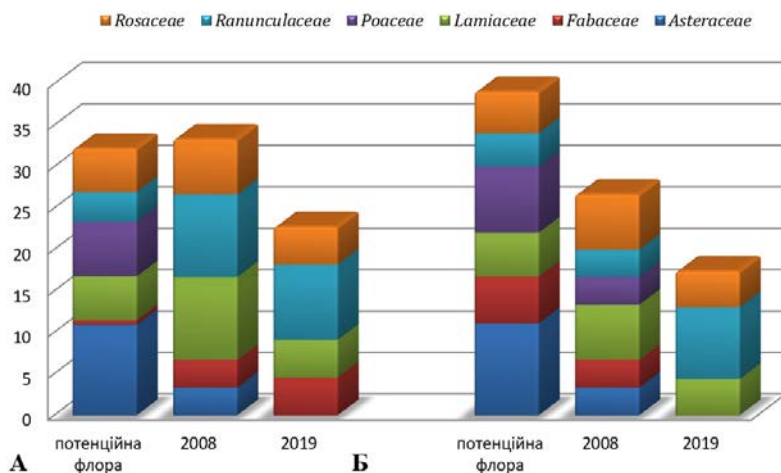


Рис. 100. Внесок найбільш представлених видами родин у таксономічні спектри рослинних угруповань зрубів:

А – у межах СПБ; Б – у межах ОПБ

На зрубі із суцільним поширенням *F. sylvatica* реальна флора у 2008 році відрізнялась від потенційної суттєвим переважанням видів із родин *Lamiaceae* та *Ranunculaceae*, значно більшою часткою представників родини *Fabaceae*, відсутністю видів, що належать до родини *Poaceae* та суттєвим зменшенням частки видів з родини *Asteraceae*. Ще глибші зміни простежуються у складі фітоценозу через 10 років. Представники родини *Asteraceae* повністю виходять зі складу фітоценозу. Суттєво скорочується внесок видів родини *Lamiaceae*, натомість дещо збільшується частка представників родини *Fabaceae*. У динаміці

також прослідковуються деякі зміни у внеску провідних родин у загальний спектр. У потенційній флорі до них належить рівно третина усіх видів, у 2008 році – 33 %, у 2019 році – лише 23 %.

Аналіз таксономічних спектрів фітоценозу на території з острівним поширенням бука виявив деякі відмінності від ситуації, описаної для угруповання на території з суцільним поширенням *F. sylvatica* (рис. 100). Ці відмінності стосуються як потенційної флори, так і часових змін у складі реальної флори. Так, у спектрі потенційної флори спостерігаємо переважання видів родини *Asteraceae*. У кількісному співвідношенні їх частка приблизно дорівнює частці у складі спектру зрубу в межах СПБ. Друга за представленістю видами родина – *Rosaceae*. Решта видів розподілені по родинам відносно рівномірно.

У 2008 році у складі спектру представлені всі родини, присутні в потенційній флорі. Внесок в спектр родин *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Poaceae*, *Ranunculaceae* однаковий і становить 3,33 %, а внесок родин *Lamiaceae* та *Rosaceae* – 6,67 %. У 2019 році зі складу спектру випали родини *Asteraceae*, *Fabaceae* та *Poaceae*, натомість зріс внесок родини *Ranunculaceae*. Загалом частка описаних родин у складі загального таксономічного спектру для потенційної флори становить 39 %, для зрубу у 2008 році – 27 %, у 2019 році – лише 17 %.

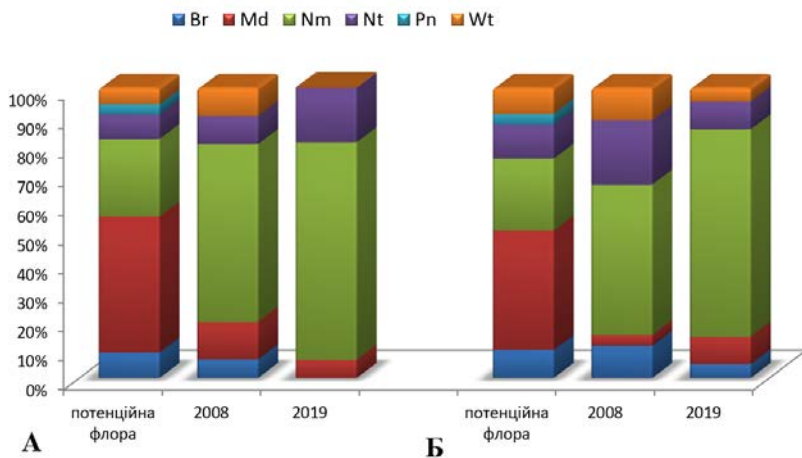


Рис. 101. Спектр еколого-ценотичних груп, представлених у рослинних угрупованнях потенційної та реальної флор зрубів: А – у межах СПБ; Б – у межах ОПБ

Для порівняння структури флористичних втрат і оцінки очікуваної під час прогнозування динаміки проведено аналіз еколого-ценотичних спектрів реальної та потенційної флор досліджених локацій (рис. 101). Результати аналізу спектрів еколого-ценотичних груп для потенційної та реальної флор досліджених зрубів свідчать про переважання лучно-степової групи (Md) у потенційній флорі незалежно від належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Реальна ж флора очікувано характеризується переважанням неморальних видів рослин (Nm). Причому їх частка суттєво зросла за останні 10 років як у межах суцільного, так і острівного поширення *F. sylvatica*. Ще одну спільну тенденцію для обох досліджених локацій виявляє водно-болотна еколого-ценотична група (Wt). У 2008 році частка цих видів складала 10–11 %. У 2019 на території з СПБ таких видів не виявлено зовсім, а на ділянці в межах ОПБ їх частка склала 5 %.

Для решти ЕЦГ помічено суттєві відмінності для зрубів на територіях із суцільним та острівним поширенням *F. sylvatica*. Так, у межах СПБ найбільша частка представників бореальної еколого-ценотичної групи (Br) відмічена у складі потенційної флори (9 %), у 2008 р. вона знизилась до 7 %, а у 2019 р. такі види у складі рослинного угруповання відсутні. На території ОПБ частка бореальних видів у 2008 р. дещо більша порівняно з відповідним значенням у межах потенційної флори та вдвічі перевищує частку в угрупованні, описаному у 2019 році.

Суттєві відмінності продемонстровано й за кількістю видів нітрофільної групи (Nt). На ділянках у межах суцільного поширення *F. sylvatica* у реальній флорі ця ЕЦГ представлена більшою часткою, ніж у потенційній. За останні десять років вона зросла з 10 % (2008 р.) до 18 % (2019 р.). На території зрубів в межах ОПБ спостерігається протилежне явище: кількість видів нітрофільної групи у складі угруповання, описаного у 2008 р. вдвічі більша, ніж у 2019 р. і у складі потенційної флори.

Отже, флористичні втрати потенційної флори передусім стосуються видів, що належать до борової ЕЦГ для усіх зрубів, бореальної та лучно-степової – для зрубів в межах ОПБ. Це свідчить про те, що угруповання знаходяться на середніх стадіях вторинної сукцесії, а угруповання – на шляху до стабілізації. Процес сільватизації в листяних лісах досить довготривалий і може займати від 15 до 30 років (Матвеев, 2011).

РОЗДІЛ 10. УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕННЯ

Як підсумок проведених досліджень, нами здійснено математико-статистичну обробку отриманих результатів через множинний регресійний покроковий аналіз, за допомогою якого з'ясовано характер взаємозв'язків та взаємовпливу екологічних факторів і головних параметрів, які описують відновну динаміку досліджених біогеоценозів.

Усі отримані лінійні рівняння (табл. 22–24), за винятком виразу (17), який описує абіотичне різноманіття для ділянок у межах ОПБ, відзначаються високою статистичною достовірністю. Окрім цього, до рівнянь долучали тільки статистично значущі коефіцієнти регресії з вірогідністю $p < 0,05$. Отже, отримані результати варто вважати статистично вагомими, що усуває потребу у застосуванні точніших методів обробки даних.

Виявлено, що на абіотичне різноманіття серед ділянок із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ (формула 1) значущий вплив здійснюють такі чинники, як омбро- і терморезим клімату. Причому значення показника абіотичного різноманіття зростає зі збільшенням гумідності клімату та зменшенням температурних показників. На ділянках у межах СПБ із лучним типом відновлення даний показник (формула 1) має пряму залежність від континентальності клімату і вмісту засвоєваних форм нітрогену у ґрунтах. Решта досліджуваних факторів не справляють достовірного впливу на абіотичне різноманіття.

Видове багатство на всіх досліджених ділянках (формули 2, 10, 18), незалежно від типу відновлення рослинного покриву та належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*, виявляє пряму лінійну залежність від показника абіотичного різноманіття. Окрім цього, на видовому багатстві ділянок на території СПБ (формула 2) обернено позначається вміст доступного для рослин нітрогену. На зрубках у межах ОПБ, навпаки, зростання вмісту нітрогену у ґрунті призводить до зниження результативного показника. Для зрубів із лучним типом відновлення та ділянок у межах ОПБ спільний є зв'язок видового багатства із вологістю ґрунту. Однак у першому разі цей зв'язок обернено пропорційний, у другому – прямо пропорційний. Для

ділянок на території ОПБ має місце пряма лінійна залежність кількості видів рослин від омброрежиму клімату.

Таблиця 22

Характер взаємозв'язків і взаємовпливу екологічних факторів і головних параметрів, що описують відновну динаміку біогеоценозів зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ

Досліджений параметр	Регресійна залежність	Статистичні показники		
		R	R ²	P
Абіотичне різноманіття (АР)	$Y = 0,852 X_{Om} - 0,766 X_{Tm} (1)$	0,986	0,972	< 0,002
Видове багатство (ВБ)	$Y = -175,466 + 33,328 X_{AP} - 6,917 X_{Ni} (2)$	0,990	0,980	<0,0001
Видове різноманіття (ВР)	$Y = 0,159 X_{AP} - 0,002 \times X_{BB} - 0,053 \times X_{Om} (3)$	0,999	0,999	< 0,023
Таксономічне різноманіття (ТР)	$Y = -0,255 X_{Rc} + 0,346 X_{Lc} + 0,215 X_{Tr} - 0,001 X_{BB} (4)$	0,999	0,999	< 0,018
Конкурентна напруженість (КН)	$Y = 4,379 X_{Rc} - 2,559 X_{Lc} + 1,725 X_{Om} (5)$	0,999	0,999	< 0,048
Флуктуаційна динамічність (ФД)	$Y = 6,305 X_{TP} - 0,021 X_{BB} + 0,609 X_{Tr} (6)$	0,979	0,960	< 0,019
Сукцесійна динамічність (СД)	$Y = 34,805 - 1,721 X_{Ni} + 0,350 X_{KH} (7)$	0,975	0,951	< 0,027
Складність угруповань (СУ)	$Y = -3,456 + 6,851 X_{BP} + 0,510 X_{Tm} - 0,290 X_{Cr} - 0,322 X_{Tr} - 0,264 X_{Lc} + 0,053 X_{Rc} (8)$	0,999	0,999	< 0,007

Рівняння (3), (11) і (19) закономірно демонструють залежність видового різноманіття від показника видового багатства. На зрубках у межах СПБ із лісовим типом відновлення відзначено також достовірний вплив на даний показник вмісту засвоєваних форм нітрогену, а ділянкам у межах ОПБ притаманна залежність видового різноманіття від омброрежиму. На зрубках із лучним типом відновлення рослинного покриву виявлено інтегрований вплив обох цих факторів.

Таблиця 23

Характер взаємозв'язків і взаємовпливу екологічних факторів і головних параметрів, що описують відновну динаміку біогеоценозів зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ

Досліджений параметр	Регресійна залежність	Статистичні показники		
		R	R ²	p
Абіотичне різноманіття (АР)	$Y = -6,539 + 0,438 X_{Nt} + 1,043 X_{Kn} (9)$	0,999	0,999	< 0,021
Видове багатство (ВБ)	$Y = -147,175 + 24,981 X_{AP} - 2,282 X_{Hd} + 2,880 X_{Nt} (10)$	0,999	0,999	< 0,001
Видове різноманіття (ВР)	$Y = 2,029 + 0,040 X_{BB} - 0,123 X_{Nt} + 0,095 X_{Om} (11)$	0,999	0,999	< 0,002
Таксономічне різноманіття (ТР)	$Y = 0,514 X_{Lc} + 0,083 X_{KH} (12)$	0,999	0,999	< 0,013
Конкурентна напруженість (КН)	$Y = 11,317 - 3,153 X_{Lc} (13)$	0,999	0,999	< 0,046
Флуктуаційна динамічність (ФД)	$Y = -2,002 X_{KH} + 1,125 X_{Tm} (14)$	0,999	0,997	< 0,018
Сукцесійна динамічність (СД)	$Y = -5,281 + 3,867 X_{Nt} - 2,166 X_{Rc} (15)$	0,999	0,999	< 0,018
Складність угруповань (СУ)	$Y = -15,293 + 2,709 X_{AP} - 0,079 X_{BB} - 0,147 X_{Rc} (16)$	0,999	0,999	< 0,011

Отримані нами регресійні рівняння, які описують таксономічне різноманіття (формули 4, 12, 20), якісно відрізняються між собою залежно від типу відновлення рослинного покриву на зрубках і належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*. Так, для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву встановлено пряму лінійну залежність таксономічного різноманіття освітлення та трофності ґрунтів і обернену – від кислотного режиму ґрунтів та видового багатства. Зруби з лучним типом відновлення характеризуються прямим впливом освітлення та конкурентної напруженості в угрупованні

на результативний показник. На ділянках у межах ОПБ таксономічне різноманіття виявляє залежність від видового багатства, абіотичного різноманіття і континентальності клімату.

Незалежно від типу відновлення рослинного покриву конкурентна напруженість в угрупованнях ділянок на територіях СПБ характеризується лінійною залежністю від освітлення (формули 5, 13). На території ОПБ досліджений показник прямо залежить від континентальності клімату і абіотичного різноманіття та обернено – від показника видового багатства (формула 21).

Таблиця 24

Характер взаємозв'язків та взаємовпливу екологічних факторів і головних параметрів, що описують відновну динаміку біогеоценозів зрубів у межах ОПБ

Досліджений параметр	Регресійна залежність	Статистичні показники		
		R	R ²	p
Абіотичне різноманіття (АР)	$Y = 14,122 - 1,355 X_{Cr} (17)$	0,914	0,835	< 0,067
Видове багатство (ВБ)	$Y = - 313,651 + 40,397 X_{AP} + 3,130 X_{Nd} + 2,446 X_{Om} - 2,304 X_{Rc} (18)$	0,999	0,999	<0,0002
Видове різноманіття (ВР)	$Y = 2,517 + 0,026 X_{BB} - 0,165 X_{Nr} (19)$	0,999	0,999	< 0,007
Таксономічне різноманіття (ТР)	$Y = 1,294 - 0,006 X_{BB} - 0,078 X_{Kn} + 0,131 X_{AP} (20)$	0,999	0,999	< 0,008
Конкурентна напруженість (КН)	$Y = - 34,223 + 1,270 X_{Kn} - 8,550 X_{BP} + 7,768 X_{AP} (21)$	0,999	0,999	< 0,017
Флуктуаційна динамічність (ФД)	$Y = - 11,668 + 0,666 X_{Cr} + 0,771 X_{Tm} (22)$	0,999	0,997	< 0,003
Сукцесійна динамічність (СД)	$Y = - 4,129 - 2,453 X_{KH} + 1,039 X_{Cr} + 2,156 X_{TP} (23)$	0,999	0,999	< 0,002
Складність угруповань (СУ)	$Y = 5,996 X_{TP} - 1,377 X_{Tm} + 0,271 X_{Tr} + 0,505 X_{Cr} (24)$	0,999	0,999	< 0,023

Досліджений нами показник флуктуаційної динамічності також характеризується відсутністю спільних тенденцій для зрубів із різним типом відновлення рослинного покриву та ділянок, розташованих у різних частинах природного ареалу *F. sylvatica*. (формули 6, 14, 22). Так, флуктуаційна динамічність зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ має тенденцію до зростання зі збільшенням таксономічного різноманіття та трофності ґрунтів, що супроводжуються зменшенням видового багатства. На зрубках із лучним типом відновлення цей показник зростає зі зменшенням конкурентної напруженості в угрупованні та за вищих значень показника термічного режиму. Ділянки в межах ОПБ зазнають впливу крію-ї, відповідно, терморезиму.

Нами описано регресійні рівняння для суцесійної динамічності (формули 7, 15, 23). На зрубках у межах СПБ, незалежно від типу відновлення рослинного покриву, даний показник виявляє залежність від вмісту доступного для рослин нітрогену. Окрім цього, суцесійна динамічність зазнає впливу конкурентної напруженості в угрупованні на зрубках із лісовим типом відновлення та кислотного режиму ґрунтів – для зрубів із лучним типом відновлення рослинного покриву. Даний показник на території ОПБ також залежить від конкурентної напруженості. Окрім того, цим ділянкам властива дія на характер суцесійної динамічності таксономічного різноманіття і кріорезиму клімату.

Останній досліджений нами комплексний показник – складність угруповань описується багаточленовими регресійними рівняннями (формули 8, 16, 24). На зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву складність угруповань зазнає вагомого прямого впливу видового різноманіття, терморезиму та кислотного режиму ґрунтів, а також оберненого впливу кріорезиму, освітлення та трофності ґрунту. Нами зауважено пряму залежність аналізованого показника від абіотичного різноманіття для зрубів із лучним типом відновлення. Така тенденція супроводжується зворотним впливом видового багатства і кислотності ґрунту. І, нарешті, ділянкам на території ОПБ притаманна пряма лінійна залежність складності досліджуваних угруповань від таксономічного різноманіття, сольового режиму ґрунту та

морозності клімату й обернена залежність від терморезиму.

Важливо, що кожна факторна ознака в описаних регресійних рівняннях зазнає комплексного впливу багатьох взаємопов'язаних чинників. Тому наведені лінійні залежності відображають спрощену модель взаємовпливу головних параметрів, які описують динаміку біогеоценозів досліджених ділянок і впливу на них абіотичних екологічних факторів.

У результаті математико-статистичної обробки результатів дослідження через множинний регресійний покроковий аналіз виявлено специфічність впливу абіотичних і біотичних чинників на структурні та функціональні характеристики динаміки біогеоценозів залежно від типу відновлення рослинного покриву на зрубках та їх розташування в межах природного ареалу *F. sylvatica*. Показано достовірний вплив на більшість досліджуваних параметрів таких факторів, як вміст у ґрунтах засвоєваних форм нітрогену та їх кислотність. Показники, які описують відновну динаміку біогеоценозів у межах СПБ, зазнають також суттєвого впливу омброрезиму, освітлення і трофності ґрунтів. Водночас аналогічні показники зрубів на території ОПБ виявляють більшу залежність від морозності й континентальності клімату. Ці два фактори й обмежують розширення природного ареалу *F. sylvatica* на схід.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

- Андреев А. В. Оценка биоразнообразия, мониторинг и экосети. Кишинев : ВІОТІСА, 2002. 168 с.
- Адамовський О. М. Сучасний стан і завдання лісокористування в українських Карпатах. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2006. Вип. 16, №1. С. 215–220.
- Артюшенко А. Т., Арап Р. Я., Безусько Л. Г. История растительности западных областей Украины в четвертичном периоде. Киев : Наук. думка. 1982. 136 с.
- Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ: Подход с использованием ЭВМ. Москва : Мир, 1982. 488 с.
- Бажа С. Н., Гунин П. Д., Данжалова Е. В. и др. Инвазийные сукцессии как индикатор опустынивания сухих степей на примере центральной Монголии. *Российский Журнал Биологических Инвазий*. 2015. № 3. С. 2–21.
- Балалаев А. К., Иванько И. А. Анализ влияния световых структур фитоценозов на физико-химические свойства лесных эдафотопов с использованием многомерных статистических методов. *Екологія та ноосферологія*. 2002. Т. 12, № 3–4. С. 72–79.
- Батечко М. О. Мохоподібні як індикатори ступеня рекреаційної дигресії фітоценозів (на прикладі парків міста Чернівці). *Науковий вісник Чернівецького університету* : зб. наук. пр. Чернівці : ЧНУ, 2013. Вип. 655: Географія. С. 7–11.
- Башта А.-Т. В., Коваль Н. П. Старовікові букові ліси Ужанського НПП важливі оселища рідкісних видів рукокрилих (Chiroptera). *Букові праліси та давні букові ліси Європи: проблеми збереження та сталого використання* : матер. міжнар. наук.-практ. конф., м. Рахів, 16–22 вересня 2013 року. Ужгород : КП «Ужгородська міська друкарня», 2013. С. 21–24.
- Бедернічек Т., Партика Т., Микитинський О., Гамкало З. Особливості змін вмісту органічної речовини і водоадсорбувальної здатності ґрунту у процесі знеліснення. *Науковий вісник НЛТУУ*. 2008. Вип. 18.8. С. 106–111.
- Бекмансуров М. В. Биологическое разнообразие лесного покрова национального парка «Марий Чодра» : автореф. дис. ... канд. биол. наук / Пушинский гос. ун-т. Сыктывкар, 2004. 22 с.
- Белова Н. А., Травлєєв А. П. Пути к объективной оценке жизнестойкости лесного биогеоценоза. *Екологія та ноосферологія*. 2002. Т. 12, №3–4. С. 4–7.
- Бигон М., Харпер Дж., Таусенд К. Экология. Особи, популяції и сообщества. Москва : Мир, 1989. Т. 1–2.
- Биогеоценотический покров Бескид и его динамические тенденции /

- М. А. Голубец, Д. В. Борсук, М. В. Гаврилук и др. Киев : Наук. Думка, 1983. 240 с.
- Биотическая регуляция окружающей среды / В. В. Горшков, В. Г. Горшков, В. И. Данилов-Данильян и др. *Экология*. 1999. № 2. С. 105–113.
- Білоконь М. В., Завада М. М., Циліорик А. В. Санітарна оцінка букових лісостанів Північної Буковини. *Наукові доповіді НАУ*. 2005. № 1. С. 48–61.
- Білоконь М. В., Масікевич Ю. Г. Фітосанітарний стан букових насаджень Чернівецької області на територіях природно-заповідного фонду. *Наук. вісн. Нац. ун-ту біорес. і природокорист. України*. Серія : Лісівництво та декоративне садівництво. 2012. Вип. 171(1). С. 34–38.
- Боднарчук Т. Л. Історико-економічний огляд зовнішньої торгівлі західноукраїнських земель (XIX – початок XX ст.). *Економіка та суспільство*. 2018. №15. С. 3–10.
- Боровиков В. STATISTICA. Искусство анализа данных на компьютере: для профессионалов. 2-е изд. Санкт-Петербург : Питер, 2003. 688 с.
- Боровиков В. П. Прогнозирование в системе STATISTICA в среде Windows. Основы теории и интенсивная практика на компьютере: Учеб. пособие / В. П. Боровиков, Г. И. Ивченко. Москва : Финансы и статистика, 2000. 384 с.
- Боряков И. В., Воротников В. П. О фитоценотической информативности применительно к количественной классификации растительности. *Вестник Нижегородского ун-та им. Н.И. Лобачевского. Серия биология*. 2001. Вип. 1. С. 7–16.
- Боч М. С., Василевич В. И., Игнатенко И. В. Метод количественной оценки взаимосвязи растительности и почв. *Применение количественных методов при изучении структуры растительности* : матер. III всесоюз. совещ. Рига, 1971. С. 20–25.
- Буджак В. В., Чорней І. І. Геоботанічна та созологічна характеристика букових лісів Чернівецької області. *Заповідна справа в Україні*. 2001. Т. 10., Вип. 1–2. С. 14–18.
- Букварева Е. Н., Алещенко Г. М. Принцип оптимального разнообразия биосистем. *Успехи совр. биол.* 2005. Т. 125, Вип. 4. С. 337–348.
- Букварева Е. Н., Алещенко Г. М. Схема усложнения биологической иерархии в случайной среде. *Успехи совр. биол.* 1997. Т. 117, Вип. 1. С. 18–32.
- Буковые леса СССР и ведение хозяйства в них / К. К. Калущий, М. П. Мальцев, П. И. Молотков и др. Москва : Лесная пром-сть, 1972. 200 с.
- Вальтер Г. Общая геоботаника. Москва : Мир, 1982. 261 с.
- Ванзар О. М., Романюк В. В., Каланча О. Д. Ценотична приуроченість раритетних видів у ландшафтному заказнику загальнодержавного значення «Цецино». *Вісник Дніпропетровського державного*

- аграрного університету*. 2014. № 1. С. 151–155.
- Василевич В. И. Альфа-разнообразие растительных сообществ и факторы, его определяющие. *Биологическое разнообразие: походы к изучению и сохранению* : матер. конф. БИН РАН и ЗИН РАН. Санкт-Петербург. 1992. С. 162–169.
- Василевич В. И. Очерки теоретической фитоценологии. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1983. 247 с.
- Василевич В. И. Характеристика позиций вида на градиенте условий среды. *Количественные методы анализа растительности* : матер. IV всесоюз. совещ. Уфа, 1974. С. 25–26.
- Вітер Р. М. Динаміка трав'яної рослинності на зрубках у букових типах лісу. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість* : міжвідомч. наук.-техн. зб. 2006. Вип. 31. С. 46–52.
- Возний І. П. Обробіток деревини на теренах Північної Буковини в XII – першій половині XIII ст. *Археологія і давня історія України*. 2020. Вип. 2, № 35. С. 327–333.
- Волиця О. Д., Чорней І. І. Поширення рідкісних видів судинних рослин на південному сході Буковинського Передкарпаття (Герцаївський природний район). *Наукові основи збереження біотичної різноманітності*. 2003. Вип. 5. С. 21–25.
- Воропай Л. Географічний образ Чернівецької області. *Краєзнавство. Географія. Туризм*. 2004. № 29–31. С. 4–7.
- Габбасов К. К., Саяхова Н. И. О сравнении результатов обработки списков по Браун-Бланке и использование экологических шкал Л.Г. Раменского. *Количественные методы анализа растительности* : матер. IV всесоюз. совещ. Уфа, 1974. С. 150–152.
- Гайда Ю. І., Яцик Р. М. Правове регулювання процесу збереження і сталого використання генетичного різноманіття лісової арбофлори в Україні. *Наукові основи ведення сталого лісового господарства* : матер. міжнар. наук.- практ. конф. Івано-Франківськ, 2006. Т.2. С.54–61.
- Галанин А. В. Флора и ландшафтно-экологическая структура растительного покрова. Владивосток : ДВО АН СССР, 1991. 272 с.
- Генетико-селекційні та насінницькі об'єкти в лісах Буковини / Яцик Р., Воробчук В., Парпан В., Гайда Ю., Ступар В., Кашпор В. Тернопіль: Підручники і посібники, 2008. 288 с.
- Геренчук К. І. Природа Чернівецької області. Львів: Вища шк., 1978. 160 с.
- Герцаївський район у цифрах, 2014 : статистичний збірник / за ред. А. В. Ротаря. 2015. 118 с.
- Голуб В. Б. Количественный метод выявления ведущих факторов внешней среды. *Экология*. 1990. № 1. С. 16–20.
- Голубец М. А. Системный подход к познанию сущности

- деструкционного процесса в биогеоценозах. *Разложение растительных остатков в почве*. Москва : Наука, 1985. С. 12–24.
- Голубець М. А., Марискевич О. Г., Козловський М. П. Шляхи екологічної оптимізації. *Екологічна ситуація на північно-східному макросхилі Українських Карпат*. Львів : Поллі, 2001. С. 114–142.
- Голубець М. А. Екосистемологія. Львів : Поллі, 2000. 316 с.
- Гончаренко І. В. Розпізнавання синтаксономічної належності фітоценозів за фітоіндикаційними даними. *Екологія та ноосферологія*. 2002. Т.12, № 3–4. С. 41–46.
- Гончаренко І. В. Флористичне та фітоценотичне різноманіття північно-східної частини лісостепу України (Сумський геоботанічний округ): Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного Національної академії наук України. Київ, 2001. 19 с.
- Горохова З. Н., Солодкова Т. І. Ліси Радянської Буковини. Львів : Вид-во Львів. ун-ту, 1970. 213 с.
- Горчаковский П. Л., Демченко А. А. Сравнительная оценка флористического разнообразия особо охраняемых природных территорий. *Экология*. 2002. № 6. С. 403–411.
- Гречаник Р. М. Особливості взаємодії бука лісового та ялиці білої в умовах Прикарпаття: Автореф. дис. ... канд. с/г наук / Український державний лісотехн. ун-т. Львів, 2002. 18 с.
- Григора І. М., Соломаха В. А. Основи фітоценології. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 240 с.
- Грицан Ю. И. Пертинентная биогеоценология – концепция о средопреобразующих свойствах биоты: аспект взаимодействия леса со степной средой. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2001. Вип. 9, Т. 1. С. 55–64.
- Грицан Ю. І. Екологічні основи перетворюючого впливу рослинності на степове середовище (екотоп, взаємодія, дендроіндикація, типологія) : автореф. дис. ... д. с/г наук / Дніпропетровський державний ун-т. Дніпропетровськ, 2000. 27 с.
- Гриценко А. П. З історії економічних взаємовідносин Буковини з Росією та Україною в ХІХ ст. *Український історичний журнал*. 1959. № 5. С. 89–99.
- Гудима В. Д., Парпан Т. В., Пліхтяк П. П. Функціонально-цільова та вікова структура гірських лісів Українських Карпат. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2018. Вип. 133. С. 71–77.
- Гузій А. І. Особливості гніздового і осінньоміграційного населення птахів дубово-букових лісів Буковини. *Беркут*. 1994. Т. 3, Вип. 1. С. 3–8.
- Дажо Р. Основи екології. Москва : Прогресс, 1975. 415 с.
- Джафаров Б. А. Влияние буковых лесов на изменение почвообразовательного процесса и производительность почв

- Закалальського заповідника: Автореф. дис. ... канд. с/х наук. Баку, 1961. 21 с.
- Джиллер П. Структура сообществ и экологическая ниша. Москва : Мир, 1988. 184 с.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г. Применение фитоиндикации для комплексной характеристики природных режимов различных элементов склонов. *Изв. АН СССР. Сер. географич.* 1991. № 2. С. 106–113.
- Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ : Наукова думка. 2012. 342 с.
- Дідух Я. П. Сучасні тенденції змін рослинного покриву та їх дослідження. *Наукові записки НАУКМА.* 2011. Т. 119 : Біологія та екологія. С. 40–45.
- Дідух Я. П. Якими будуть наші ліси? *Український ботанічний журнал.* 2010. Т. 67, № 3. С. 321–343.
- Дідух Я. П. Теоретичні аспекти вивчення флористичної та ценотичної різноманітності. *Укр. ботан. журн.* 1999. – Т. 56, № 6. С. 575–579.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г. Градієнтний аналіз екологічних параметрів рослинних угруповань долини р. Ворскли (УРСР). *Укр. ботан. журн.* 1991. Т. 48, № 4. С. 18–23.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г. Екологічні режими степових та лісових угруповань у підзоні Північного степу. *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 4. С. 13–18.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація гідротермічного та едафічного режимів лучних степів. *Укр. ботан. журн.* 1990. Т. 47, № 5. С. 41–46.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ : Наук. думка, 1994. 280 с.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г., Каркуцієв Г. М. Фітоіндикаційна оцінка вологості екоотопів долини р. Ворскли. *Укр. ботан. журн.* 1991. Т. 48, № 3. С. 61–66.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г., Чумак К. В. Фітоіндикація екологічних режимів рослинних угруповань урочища Холодний Яр (Черкаська область). *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 1. С. 17–22.
- Дідух Я. П., Родіна В. В., Білик Р. Г. Методика оцінки стійкості та динаміки екосистем на основі фітоіндикації. *Укр. ботан. журн.* 1998. Т. 55, № 6. С. 648–655.
- Дудка І. Макроміцети Українських Карпат, видове розмаїття та охорона. *Праці Наукового товариства ім. Шевченка.* 2003. Т. XII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми Карпатського регіону. С. 171–182.
- Екологічна структура рослинного покриву сільських поселень верхів'я басейну ріки Дністер / В. Кучерявий, В. Скробала, І. Данилик, Р. Данилик. *Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна.* 2002. Вип. 28. С. 131–138.
- Екофлора України / Відп. ред. Я.П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. Т. 1–3.

- Емельянов И. Г. Биоразнообразие как индикатор структурно-функциональной организации экосистем. *Структура та функціональна роль тваринного населення в природних і трансформованих екосистемах* : І Міжнар. конф. Дніпропетровськ : Друкарня ДНУ, 2001. С. 12.
- Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. Киев, 1999. 168 с.
- Емельянов И. Г. Роль разнообразия в функционировании биологических систем. Киев : Ин-т зоологии им. И.И. Шмальгаузена АН Украины, 1992. 64 с.
- Ермолова Л. С. Динамика травяного покрова на вырубках в связи с лесовозобновительными процессами. Москва : Наука, 1981. 140 с.
- Ефимов В. М., Ковалева В. Ю. Многомерный анализ биологических данных: учебное пособие. Горно-Алтайск : РИО ГАГУ, 2007. 75 с.
- Емельянов І. І. Принципи структурно-функціональної організації та еволюція екосистем / автореф. дис. ... д-ра. біол. наук / Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена. Київ, 1994. 48 с.
- Єременко Н. С. Рудеральна рослинність України: стан дослідження, проблеми та перспективи. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2017. Т. 13, № 2. С. 134–151.
- Жук А. Особливості видового складу зрубів букових лісів на ініціальних стадіях сукцесії. *Молодь та поступ біології* : матер. ІІІ міжнарод. наук. конф. студ. і асп., м. Львів, 23 – 27 квітня 2007 р. Львів, 2007. С. 201–202.
- Жук А. В. Фітоіндикаційна характеристика екологічних режимів на різновікових зрубках букових лісів. *Науковий вісник Чернівецького університету*: Зб. наук. праць. Вип. 343: Біологія. Чернівці : Рута, 2007. С. 65–71.
- Жук А. В., Костишин С. С. Використання еколого-ценотичних груп у дослідженні динаміки рослинності зрубів букових лісів. *Наукові записки Тернопільського педуніверситету ім. В. Гнатюка*. Серія: біологія. Тернопіль, 2006. Т. 30, № 3–4. С. 80–85.
- Жук А. В., Костишин С. С. Особливості ініціальних стадій відновлення фітоценозів на зрубках букових лісів. *Екологія та ноосферологія*. 2007. Т. 18, № 3–4. С. 7–17.
- Жук А. В., Костишин С. С. Чутливість індексів видової подібності при дослідженні рослинності зрубів букових лісів. *Науковий вісник Ужгородського університету*. Вип. 20. Ужгород, 2007. С. 22–29.
- Жуков О. В. Фітоіндикаційне оцінювання вимірів, отриманих за допомогою багатовимірного шкалювання структури рослинного угруповання. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2015. Т. 11, №. 1. С. 84–98.

- Зангиев М. Г. Сезонная динамика запасов подстилки главнейших типов букового леса и ее влияние на лесовозобновительные процессы : автореф. дис. ... канд. биолог. наук. Баку, 1961. 25 с.
- Заповідні перлини Буковини : атлас-довідник / наук. ред. І. І. Чорней, В. П. Коржик, І. В. Скільський, М. В. Білоконь, М. М. Аврам. Чернівці : Друк Арт, 2017. 256 с.
- Зелез П. А. Итоги изучения популяций бука лесного в Карпатах и прилегающих территориях на примере генетических резерватов. *Актуальні проблеми вивчення фітобіоти західних регіонів України* : матер. відкр. конф. молодих ботаніків м. Львова. Львів, 1991. С. 42–45.
- Злобин Ю. А. Принципы и методы изучения ценологических популяций растений. Казань : Изд-во Казанского ун-та, 1989. 146 с.
- Зонн С. В. Горно-лесные почвы хвойных и буковых лесов Болгарии. Опыт сопряженного изучения почв с типами леса. София : Изд-во Болгарской АН, 1961. 156 с.
- Зырянова О. А., Абаймов А. П., Бугаенко Т. Н. Оценка видового разнообразия коренных лиственных ассоциаций криолитозоны и его послепожарной динамики на основе информационного индекса Шеннона. *Сибирский экологический журнал*. 2004. №5. С. 735–743.
- Ибрагимов А. К. К вопросу о формировании лесных фитоценозов на вырубках и гарях. *Наземные и водные экосистемы*. Горький : Изд-во ГГУ, 1978. Вып. 2. С. 85–91.
- Ибрагимов А. К., Волкорезов В. И. Динамика компонентов биогеоценозов в процессе лесовосстановления. *Наземные и водные экосистемы*. Горький : Изд-во ГГУ, 1988. Вып. 11. С. 4–15.
- Ибрагимов А. К., Волкорезов В. И., Воротников В. П. О производных ассоциациях широколиственных лесов. *Наземные и водные экосистемы*. Горький: Изд-во ГГУ, 1990. С. 103–115.
- Ибрагимов А. К., Ряполов С. Ф., Егорашин В. Г. Конструктивная роль биологического разнообразия при антропогенной динамике лесов и феномен «трансекстраординальности». *Актуальные проблемы лесного комплекса*. Брянск : БГИТА, 2004. Вып. 9. С. 101–104.
- Иванова Н. С. Метод главных компонент для изучения динамики лесной растительности. *Лесной комплекс: состояние и перспективы развития* : матер. VI международной науч.-технич. конф. Брянск, 2006. С. 23–32.
- Ивантер Э. В., Коросов А. В. Основы биометрии: Введение в статистический анализ биологических явлений и процессов. Петрозаводск : Изд-во Петрозавдск. гос. ун-та, 1992. 168 с.
- Ипатов В. С. Отражение динамики растительного покрова в синтаксономических единицах. *Ботан. журн.* 1990. Т. 75, № 10. С.1380–1388.

- Бжик Г. В., Мателешко О. Ю. Роль жуків-ксилофагів у букових природних лісах і пралісах. *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. 2014. № 1. С. 60–64.
- Льків І. С. Морфолого-таксаційна структура букняків Бескид : автореф. дис. ... канд. с/г наук / Національний аграрний. ун-т. Київ, 2004. 19 с.
- Інвазійні рослини в Буковинському Передкарпатті : монографія / А. І. Токарюк, І. І. Чорней, В. В. Буджак, В. В. Протопопова, М. В. Шевера, К. В. Коржан, О. Д. Волюца ; наук. ред. І. І. Чорней. Чернівці : Друк Арт, 2018. 176 с.
- Кавеленова Л. М. Видовой состав насаждений резидентного генезиса – некоторые аспекты изменений во времени. *Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия*. 2002. Т. 26, № 4. С. 162–170.
- Кагало О. Концептуально–методичні засади созологічної оцінки змін рослинного покриву. *Вісник Львів. Ун-ту. Серія біологічна*. 2003. Вип. 34. С. 3–18.
- Казанская Н. С., Утеhin В. Д. Опыт применения экологических шкал Л.Г. Раменского при количественном изучении динамики растительности. *Ботанический журнал*. 1971. Т. 56, № 8. С. 1134–1140.
- Казенс Д. Введение в лесную экологию. Москва : Лесная пром-сть, 1982. 141 с.
- Карманова И. В. Динамика зарастания лесосек в связи с взаимоотношениями растений на вырубках таежной зоны: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ленинград, 1961. 14 с.
- Качалов И. Ю. Экологический анализ средствами ординации. Матер. междунар. науч. конф., посвящ. 200-летию Казанской ботан. школы. Казань, 2006. С. 221.
- Клапчук В.М. Сплав лісу на Гуцульщині у другій половині XIX – першій третині XX століть. *Схід*. 2009. № 2. С. 65–69.
- Клещева Е. А. Использование методов математической статистики для оценки современного состояния растительных сообществ. *Сибирский ботанический вестник. Геоботаника*. 2006. Т. 1, Вып. 1. С. 31–38.
- Коба В. П. Роль древесного яруса в стабилизации факторов абиотической среды в биоценозах *Pinus pallasiana* D. Don. *Заповедники Крыма: заповедное дело, биоразнообразие, экообразование* : матер. III науч. конф. Симферополь, 22 апреля 2005 г. Симферополь, 2005. С. 179–182.
- Коваленко І. М., Злобін Ю. А. Ценотичні зв'язки у нижніх ярусах лісів (заказник "Банний яр", Сумська область). *Укр. ботан. журн.* 2001. Т. 58, № 6. С. 677–683.
- Козак І. І., Парпан В. І. Екологічна лісова комп'ютерна модель FORKOME. Івано-Франківськ : ВДВ ЦІТ, 2006. 206 с.

- Козлов В. Г. Інтродукція видів і форм бука (*Fagus L.*) у Правобережному Лісостепу України та перспективи використання їх в культурі. Умань, 2003. 132 с.
- Колесников Б. П. Основные итоги изучения естественного возобновления на концентрированных вырубках в лесах Свердловской области. *Тр. ин-та биологии УФАИ СССР*. Вып.14. 1960. С. 3–21.
- Коржик В. П. Букові ліси в структурі природно-заповідного фонду Хотинської височини і їх роль. *Букові праліси та давні букові ліси Європи: проблеми збереження та сталого використання* : матер. міжнар. наук.-практ. конфер. Рахів. 2013. С. 212–216.
- Коржик В. П., Токарюк А. І., Чорней І. І., Скільський І. В., Буджак В. В. Схема фізико-географічного районування Прут-дністровської височинної області та деякі ботаніко-зоологічні особливості виділених хоріонів. *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : матер. п'ятої міжнар. наук.-практ. конф. (19 квіт. 2018 р., м. Чернівці). Чернівці : Друк Арт, 2018. С. 45–53.
- Корінько О. М. Букові ліси Подільської височини (флористичні та еколого-ценотичні особливості, наукові основи охорони) : автореф. дис. ... канд. біол. наук / Національний ботанічний сад ім. М. Гришка. Київ, 2004. 18 с.
- Корконосова Л. И. Изменения в нижних ярусах растительности после рубки древостоев в таежной зоне. *Материалы по динамике растительного покрова*. Владимир, 1968. С. 32–33.
- Коршиков И. И. Популяционно-генетическое разнообразие лесообразующих хвойных на территории Украины. *Достижения і проблеми генетики, селекції і біотехнології*. Київ : Логос, 2007. Т.2. С. 355–360.
- Костишин С. С., Жук А. В. Зміни вмісту органогенних елементів у поверхневому шарі ґрунту зрубів *Fagus sylvatica L.* із різним типом відновлення. *Науковий вісник Чернівецького університету* : зб. наук. праць. Вип. 298 : Біологія. Чернівці: Рута, 2006. С. 89–96.
- Костишин С. С., Жук А. В. Зміни таксономічного спектру трав'янистого покриву зрубів *Fagus sylvatica L.* на ініціальних стадіях сукцесії. Наукові дослідження – теорія та експеримент '2005 : матер. міжнарод. наук.-практ. конф., м. Полтава, 16–20 травня 2005. Т.7. С. 28–32.
- Костишин С. С., Жук А. В. Оцінка динаміки умов екотопу зрубів букових лісів за допомогою фітоіндикаційних шкал шляхом ординаційного аналізу. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії* : матер. міжнарод. конф., присвяч. 20-річчю біологічного факультету ЗНУ, м. Запоріжжя,

- 29 березня – 01 квітня 2007 р. Запоріжжя, 2007. С. 51–54.
- Крамаренко С. С. Метод использования энтропийно-информационного анализа для количественных признаков. *Изв. Самар. НЦ РАН*. 2005. Т. 7, № 1. С. 242–247.
- Крылов А. Г. Жизненные формы лесных фитоценозов. Ленинград :Наука, 1984. 181 с.
- Крышень А. М. Структура и динамика растительного сообщества вейниковой вырубки в южной Карелии. 1. Видовой состав. *Ботан. журн.* 2003. Т. 88, № 4. С. 48–62.
- Крышень А. М. Структура растительного сообщества вейниковой вырубки. 2. Взаимоотношения доминантов. *Ботан. журн.* 2003. Т. 88, № 12. С. 73–83.
- Крышень А. М. Структура растительного сообщества вейниковой вырубки. 3. Закономерности формирования. *Ботан. журн.* 2004. Т. 89, № 2. С. 194–207.
- Лавренко Е. М. Полевая геоботаника. Т. 1. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения. Москва–Ленинград : Изд-во АН СССР, 1959. С. 13–70.
- Лазор О. Д. Формування типів вирубок та особливості лісовідновлення в умовах Соколівських Бескид : автореф. дис. ... канд. с/г наук / Укр. лісотехн. ун-т. Львів, 1996. 26 с.
- Лакин Г. Ф. Биометрия : учеб. пособие для биол. спец. вузов. Москва : Высш. шк., 1990. 352 с.
- Лебедева Н. В., Кривоуцкый Д. А. Биологическое разнообразие и методы его оценки. *География и мониторинг биоразнообразия*. Москва : Изд-во НУМЦ, 2002. 432 с.
- Левич А. П. Структура экологических сообществ. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1980. 182 с.
- Левченко В. Ф., Старобогатов Я. И. Сукцессионные изменения и эволюция экосистем: Некоторые вопросы эволюционной экологии. *Журн. общ. биол.* 1990. Т. 51, № 5. С. 619–631.
- Леонова Н. А. Мониторинг эколого-ценотической структуры и видового богатства травяного покрова присурской дубравы. Матер. междунар. науч. конф., посвящ. 200-летию Казанской ботан. школы. Казань, 2006. С. 232–234.
- Лисенко Г. М. Екологічні особливості формації *Festuceta valesiacaе* петрофітного степу «Кам'яні могили». *Наук. вісник УжНУ. Серія Біологія*. 2007. Вип. 20. С. 100–105.
- Ловас П. С., Куффер Н. Афілофоральні гриби букових пралісів Карпатського біосферного заповідника та господарських бучин Швейцарських Альп. *Науковий вісник Ужгородського університету*

- : Серія: Біологія; збірник наукових праць. Ужгород : Видавництво УжНУ «Говерла», 2006. Вип. 19. С. 60–65.
- Логофет Д. О. Марковские цепи как модели сукцессии: новые перспективы классической парадигмы. *Лесоведение*. 2010. № 2. С. 46–59.
- Лысенко Г. Н. Сравнительная фитоиндикационная оценка лесных и лугово–степных экотопов Казацкого участка Центрально–Черноморского заповедника. *Вісник Харків. Нац. ун-ту ім. Каразіна*. Серія Біологія. 2007. Вип. 5, № 768. С. 99–105.
- Маврищев В. В. Проблема динамики лесных биоценозов и современное состояние теории сукцессий. *Весці БДПУ*. Серія 3. 2006. № 3. С. 38–42.
- Малиновський А. К. Сукцесії рослинності: класифікація. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2002. Вип. 12.8. С. 32–42.
- Мальцев М. П. Бук. Москва : Лесная пром–сть, 1980. 80 с.
- Мальцев М. П. Разведение бука. Москва : Лесная пром–сть, 1964. 140 с.
- Мастыцкий С. Э., Шитиков В. К. Статистический анализ и визуализация данных с помощью R Хайдельберг. Лондон. Тольятти, 2014. 401 с.
- Матвеев Н. М. К методологии использования флористического состава лесонасаждений для оценки их биотопов в степной зоне. *Поволжский экологический журнал*. 2011. № 3. С. 352–360.
- Мелехов И. С. Лесоведение. Москва : Лесная пром–сть, 1980. 408 с.
- Мельник В. І., Корінько О. М. Букові ліси Подільської височини. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. 152 с.
- Мельникович М. П. Індикатори оцінювання соціо-еколого-економічного розвитку Карпатського регіону. *Вісник НУВГП : Серія «Економічні науки»*. Випуск 2(82). 2018. С. 335–354.
- Миклуш С. І. Площі та корисні функції букових лісів рівнинної частини Заходу України. *Наук. вісник Національного аграрного ун-ту*. Вип. 39. Лісівництво. Київ : Національний аграрний ун-т, 2001. С. 261–268.
- Миркин Б. М. Теоретические основы современной фитоценологии. Москва : Наука, 1989. 221 с.
- Миркин Б. М. Теория и практика фитоценологии. Москва : Знание, 1981. 64 с.
- Миркин Б. М., Розенберг Г. С. Фитоценология: принципы и методы. Москва : Наука, 1978. 211 с.
- Миркин Б. М., Розенберг Г. С., Наумова Л. Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. Москва : Наука, 1989. 223 с.
- Миркин М. Б., Миронова С. И. О биоразнообразии в некоторых техногенных сукцессионных системах Якутии. *Экология*. 1999. № 4. С. 266 – 270.
- Мирошниченко Ю. М. Изменение роли доминантов в ходе сукцессии. *Экология*. 1990. № 2. С.23–31.
- Моделирование динамики разнообразия лесного напочвенного покрова

- / Л.Г. Ханина, М.В. Бобровский, А.С. Комаров и др. *Лесоведение*. 2006. № 1. С. 70–80.
- Молотков П. И. Селекция лесных пород. Москва : Лесная пром-сть, 1982. 220 с.
- Мордкович В. Г. Очерк сукцессионных проблем. *Изв. сиб. отд-ния АН СССР*. Сер. биол. наук. 1988. № 6. Вып. 1. С. 13–24.
- Москалец В. В., Москалец Т. З., Ключевич М. М. Энтомофітокомплекс тритикалевого поля: консортивна роль у функціонуванні детермінанта. *Trendy współczesnej nauki*. Sekcja 16. Nauki rolnicze. Subsection: agronomia (28–31.08.2013, Gdańsk). Polska, Gdańsk. С. 26–27.
- Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Грунтознавство. Чернівці, 2003. 400 с.
- Накопичення фітомаси та біотичний кругообіг у букових і ялинових лісостанах Бескид (Українські Карпати). М. А. Голубець, Я. П. Одинак, А. І. Шевчук, В. Т. Ямковий. *Укр. ботан. журн.* 1988. Т. 45, № 6. С. 14–19.
- Нариси з історії Північної Буковини / за ред. Ф. П. Шевченка. АН УРСР. Ін-т соціальних і економічних проблем зарубіжних країн; Ін-т історії. Київ : Наук. думка, 1980. 340 с.
- Національний каталог біотопів України / за ред. А. А. Куземко, Я. П. Дідуха, В. А. Онищенко, Я. Шеффера. Київ : ФОП Клименко Ю. Я., 2018. 442 с.
- Ниценко А. А. Растительная ассоциация и растительное сообщество как первичные объекты геоботанического исследования. сущность, свойства и методы выявления. Ленинград : Наука. Ленингр. отд-ние, 1971. 184 с.
- Новаковский А. Обзор программных средств, используемых для анализа геоботанических данных. *Вестник ИБ*. 2005. № 8. С. 2–7.
- Номоконов Л. И. Общая биогеоценология. Ростов-на-Дону : Изд-во Рост. Ун-та, 1989. 454 с.
- Нурин Б. Н. Структурно-функциональная организация фитоценозов. *Ботан. журн.* 1991. Т. 76, № 4. С. 525–536.
- О триаде дигрессивно-стабилизирующих процессов в условиях антропогенного стресса / А. К. Ибрагимов, Г. А. Ануфриев, А. Н. Петрова, Е. Б. Темнухин. *Вестн. Нижегородского ун-та им. Н.И. Лобачевского*. Серия биология. 2001. Вып. 1. С. 60–63.
- Обыденников В. И., Титов А. П., Никитин Ф. А. Лесоводственно-экологические последствия сплошных рубок и их географические особенности. Москва : МГУЛ, 1995. 62 с.
- Огуй О. Формування німецьких колоній на Буковині у XVIII - XX ст.: соціально-економічні та мовні аспекти. *Етнічна історія народів Європи: німці в етнокультурному просторі України*. 2004. Вып. 16. С. 120–128.

- Одум Ю. Основы экологии / Пер. с англ. Москва : Мир, 1975. 740 с.
- Олійник В. С. Водорегулювальні особливості бурих лісових ґрунтів під насадженнями і на зрубках Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. №14. С. 54–60.
- Орлов А. Я., Петров-Спирidonов А. А. Накопление и отпад фитомассы в кислотно-черничном березняке и на сплошной вырубке. *Лесоведение*. 1986. № 5. С. 30–38.
- Особливості формування видової різноманітності на пізніх стадіях саморозвитку фітосистем Хомутівського степу / В. С. Ткаченко, А. П. Генов, Л. Ф. Генова, Л. В. Шупранова. *Екологія та ноосферологія*. 2003. Т. 13, № 1–2. С. 31–40.
- Оценка и сохранение биологического разнообразия лесного покрова в заповедниках Европейской России. Москва : Научный мир, 2000. 196 с.
- Павлинов И. Я., Россолимо О. Л. Структура биологического разнообразия. *Аграрная Россия*. 2004. № 4. С. 21–24.
- Парпан В. І., Вігер Р. М., Целень Я. П. Екологічна сукцесія трав'яного вкриття на зрубках в рівнинних букових лісах України. *Наук. вісн. Лісівничі дослідження в Україні*. 2003. Вип. 13.3. С. 135–142.
- Парпан В. І. Структура, динаміка, екологічні основи раціонального використання букових лісів Карпатського регіону України : автореф. дис. ... д. біол. наук. Дніпропетровськ, 1994. 42 с.
- Парпан Т. В. Вторинна сукцесія на зрубках ялицево-букових дендроценозів Прикарпаття. *Екологія і ноосферологія*. 2003. Т. 14, № 3–4. С. 29–32.
- Парпан Т. В. Екологічне моделювання динаміки у різновікових ялицево-букових деревостанах українських Карпат. *Екологія і ноосферологія*. 2006. Т. 17, № 3–4. С. 47–51.
- Парфенова Е. И., Чебакова Н. М., Власенко В. И. Зависимости биоразнообразия растительного покрова разных уровней организации от климатических факторов (на примере Средней Сибири). *Сибирский экологический журнал*. 2004. № 5. С. 725–734.
- Пастернак П. С. Взаимодействие между лесом и почвой в основных типах леса Украинских Карпат : автореф. дис. ... доктора с/х наук. Киев, 1968. 52 с.
- Паулюкевичус Г. Б. Изменение гидроклиматического режима в елово-лиственных черничных древостоях после рубок главного и промежуточного пользования и влияние его на их рост (в условиях Литовской ССР) : автореф. дис. ... канд. с/х наук. Минск, 1965. 25 с.
- Перевозникова В. Д., Зубарева О. Н. Геоботаническая индикация состояния пригородных лесов (на примере березовой рощи академгородка г. Красноярска). *Екологія*. 2002. № 1. С. 3–9.

- Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 287 с.
- Петрова Л. М. Старовікові лісові угруповання – еталони біорізноманіття. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2007. №4. С. 22–26.
- Пианка Э. Эволюционная экология. Москва : Мир, 1981. 399 с.
- Платонова Е. А. Потенциальный состав древесных видов в грядовом ландшафте на примере заповедной территории ботанического сада ПетрГУ. *Hortus Botanicus*. 2001. № 1. С. 57–65.
- Плюта П. Г. Екологічні режими фітоценозів степової частини Побужжя (Миколаївська область). *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 5. С. 44–49.
- Погребняк П. С. Общее лесоводство. Москва : Колос, 1968. 440 с.
- Польчина С. М., Нікорич В. А., Данчу О. А. Застосування сучасної системи класифікації ґрунтів ФАО/WRB до карти ґрунтового покриття Чернівецької області. *Ґрунтознавство*. 2004. Т. 5, № 1–2. С. 27–33.
- Поляков А. С. Влияние главных рубок на почвозащитные свойства буковых лесов. Москва : Лесная пром-сть, 1965. 175 с.
- Полякова М. А. Ординация видов борových сообществ национального парка «Шушенский бор». Матер. междунар. науч. конф., посвящ. 200-летию Казанской ботан. школы. Казань, 2006. С. 246–248.
- Попадинець І. М. Стан, продуктивність та відтворення букових насаджень на Західному Поділлі : автореф. дис. ... канд. с/г наук / Укр. держ. лісотехн. ун-т. Львів, 2002. 19 с.
- Порівняльно–екологічне дослідження рослинності двох екстремальних біотопів Українських (Марамурешських) Карпат / С. С. Руденко, В. І. Чопик, С. С. Костишин, М. М. Марченко. *Доповіді НАНУ*. 2002. № 7. С. 198–205.
- Постоялкін С. Лишайники Угольського масиву Карпатського біосферного заповідника : автореф. дис. ... канд. біол. наук : спец. 03.00.21. Нац. акад. наук України, Ін-т ботаніки ім. М. Г. Холодного. Київ, 2012. 19 с.
- Пригара О. В. Екологічна структура флори Закарпатської рівнини. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту*. Сер. Біол. 2019. № 3 (77). С. 6–12.
- Придюк М. П. Наґрунтові базидіальні макроміцети букових лісів Кримського природного заповідника. *Заповідна справа в Україні*. 2002. Т. 8, Вип. 1. С. 55–59.
- Прилуцкий А. Н. Современная фитоценология: проблемы и решения. *Бюлл. Ботан. сада-института ДВО РАН*. 2007. Вып. 1, № 1. С. 5–23.
- Прогнозування динаміки лісових екосистем із застосуванням моделі FORKOME / В. І. Парпан, Ю. С. Шпарик, І. І. Козак та ін. *Екологія та ноосферологія*. 2005. Т.16, № 3–4. С. 103–111.
- Протасов А. А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная

- диверсикология. Киев : Академперіодика, 2002. 105 с.
- Работнов Т. А. Об эволюции растительных сообществ. *Журн. общ. биол.* 1994. Т. 55, № 3. С. 261–270.
- Работнов Т. А. Фитоценология. Москва : Изд-во МГУ, 1983. 292 с.
- Разумовский С. М. Закономерности динамики биоценозов. Москва : Наука, 1981. 231 с.
- Разумовский С. М. Основные закономерности сукцессионной динамики фитоценозов. *Моделирование биогеоценотических процессов.* Москва : Наука, 1981. С. 47–62
- Ремезов Н. П. Грунти, їх властивості і поширення. Київ : Радянська школа, 1956. 275 с.
- Риклефс Р. Основы общей экологии. Москва : Мир, 1979. 424 с.
- Розенберг Г. С. Модели потенциальной эффективности популяций и экологических систем. *Вестник Нижегородского ун-та им. Н.И. Лобачевского.* Серия Биология. 2005. № 1. С. 163–179.
- Розенберг Г. С., Шитиков В. К., Брусиловский П. М. Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). Тольятти, 1994. 182 с.
- Рослинність УРСР. Ліси УРСР/ відп. ред. Є.М. Бродіс. Київ : Наукова думка, 1971. 460 с.
- Руководство по полевой практике. Методы сбора и первичного анализа геоботанических и демографических данных / О. В. Смирнова, Л. Г. Ханина, М. В. Бобровский и др. *Сохранение и восстановление биоразнообразия.* Москва : Изд-во научного и учебно-методического центра, 2002. С. 59–77.
- Рум'янков Ю. О. Моносади видів та форм бука (*Fagus L.*) в національному дендрологічному парку «Софіївка» НАН України. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2018. № 5, Т. 28. С. 44–48.
- Савельев А. А. Биохорологическое разнообразие и моделирование пространственной структуры растительного покрова (геоинформационный подход) : дис. ... д-ра. биол. наук / Казанский гос. ун-т. Казань, 2004. 312 с.
- Савицька А. Мохоподібні букових лісів на моніторинговій трансекті «24 меридіян» (відгинок Горгани – Передкарпатська височина). *Праці Наук. тов. ім. Шевченка,* 2008. Т. XXIII: Екологічний збірник. Дослідження біотичного й ландшафтного розмаїття та його збереження. С. 179–186.
- Самбук С. Г. Использование мер отрицательного обилия видов для установления степени экологического сходства между сообществами. *Ботан. журн.* 1980. Т. 65, № 3. С. 335–344.
- Самойлов Ю. И. Некоторые результаты сравнения экологических шкал

- Раменского, Элленберга, Хундта и Клаппа. *Ботан. журн.* 1973. Т. 58, № 5. С. 646–655.
- Селедец В. П. Метод экологических шкал в ботанических исследованиях на Дальнем Востоке России. Владивосток: Изд-во ДВГАЭУ, 2000. 248 с.
- Семенова В. Г. Влияние рубок главного пользования на почвы и круговорот веществ в лесу. Москва : Лесная пром-сть, 1975. 184 с.
- Серебряков И. Г. Полевая геоботаника. Т. 3. Жизненные формы высших растений и их изучение. Москва–Ленинград : Наука, 1964. С. 146–208.
- Сиротенко П. О., Ткаченко В. С. Фітоіндикаційна характеристика «Хомутовського степу» станом на 1970 р. *Укр. ботан. журн.* 2000. Т. 57, № 5. С. 489–497.
- Ситник К. М. Біотичне різноманіття: сучасний стан, близькі та віддалені перспективи збереження, знищення та збагачення. *Екологічні науки.* 2012. № 1. С. 26–28.
- Сірук Ю. В., Турко В. М. Фітоіндикаційний аналіз ґрунтових і кліматичних параметрів зрубів різних типів у суборах Центрального Полісся. *Лісівництво і агролісомеліорація.* 2013. Вип. 123. С. 85–92.
- Скільський І. В., Мелешук Л. І. Загальні особливості фауни національного природного парку «Вижницький» у межах ділянок Лопушнянського нафтового родовища. *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : матеріали Другої міжнародної науково-практичної конференції. смт Путила, Чернівецька обл., 24–25 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. 341–376.
- Скільський І. В., Мелешук Л. І., Ташук М. В. Наземні хребетні в міських і приміських зелених насадженнях Чернівців. *Zoocenosis–2009. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали V Міжнародної наукової конференції.* Дніпропетровськ: Ліра, 2009. С. 24–26.
- Скільський І. В., Мелешук Л. І., Ташук М. В. Тварини з червоної книги України на заповідних територіях м. Чернівці. *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : матеріали Другої міжнародної науково-практичної конференції. смт. Путила, Чернівецька обл., 24–25 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. С. 271–280.
- Скільський І. В., Смірнов Н. А., Мелешук Л. І. Нарис фауни хребетних м. Чернівці. *Прагматичні аспекти діяльності національних природних парків у контексті збалансованого розвитку* : матер. міжнар. наук.-практ. конф. присвяч. 20-річчю Нац. природ. парку «Вижницький». смт. Берегомет. 17–19 вересня 2015 р., Чернівці: Друк Арт, 2015. С. 53–77.
- Скільський І. В., Ташук М. В., Мелешук Л. І., Стратій В. І.,

- Думітраш А. В. Фауна хребетних Національного природного парку «Вижницький»: сучасний стан, категорії охорони. *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : матеріали Першої міжнародної науково-практичної конференції. м. Хотин, 10–12 квітня 2014 р. Чернівці : Друк Арт, 2014. 168–186.
- Скробала В. М., Кабаль О. І., Каспрук М. В., Дида А. П. Фітоценологічна типологія букових лісів Карпатського біосферного заповідника. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. Т. 29, № 3. С. 52–55.
- Смага І. С., Казімір І. І. Сучасний якісний стан ґрунтів Чернівецької області. *Геодезія, картографія і аерофотознімання*. 2013. Вип. 78. С. 222–225.
- Смаглюк К. К. Аборигенні листяні лісоутворювачі. Ужгород : Карпати, 1974. 120 с.
- Смаглюк К. К. Буковые леса Северной Буковины и основы хозяйства в них : автореф. дис. ... канд. с/х наук / Украинская орд. Трудового Красного Знамени с/х Академия. Киев, 1964. 17 с.
- Смелянський І. Э. Механизмы сукцессии. *Успехи соврем. биол.* 1993. Т. 113. Вип. 1. С. 36–45.
- Смирнов В. Э. Экспертно–статистический подход к выделению эколого–ценотических групп видов сосудистых растений : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2007. 18 с.
- Смирнова О. В., Торопова Н. А. Сукцессия и климакс как экосистемный процесс. *Успехи современной биологии*. 2008. Т. 128. № 2. С. 129 – 144.
- Смолоногов Е. П. Лесообразовательный процесс и его особенности. *Экология*. 1994. № 1. С. 3–10.
- Спурр С. Г., Барнес Б. В. Лесная экология. Москва : Лесная пром-сть, 1984. 479 с.
- Стойко С. М. Екологія, ценотична гетерогенність формації бука лісового в Україні та збереження пралісових екосистем. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*. 2018. Вип. 17. С. 149–157.
- Стойко С. М., Копач В. О. Сторіччя створення пралісових резерватів в Українських Карпатах. Львів : ТЗОВ «Простір М», 2012. 61 с.
- Стратій В. І., Хоєцький П. Б. Ратичні та хижі звірі в угіддях національного природного парку «Вижницький». *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. Вип. 21. №13. С. 55–62.
- Стрямець Г. В., Ференц Н. М., Стрямець Н. С. Давні букові ліси природного заповідника «Розточчя». *Науковий вісник НЛТУ України*. 2015. Вип. 25.1. С. 96–101.
- Сукачев В. Н. Основы лесной биогеоценологии. Москва : Наука, 1964. 565 с.
- Сукцессии и биологический круговорот / А. А. Титлянова, Н. А. Афанасьев, Н. Б. Наумова и др. Новосибирск : ВО «Наука».

- Сибирская издательская фирма, 1993. 157 с.
- Суска А. А. Загальноприродний потенціал лісу як категорія економіки природних ресурсів. *Причорноморські економічні студії*. 2016. Вип. 12–2. С. 84–89.
- Суска А. А. Соціальний та екологічний потенціал лісу як категорія економіки природних ресурсів. *Економіка і суспільство*. 2017. Вип. 13. С. 946–950.
- Сухарюк Д. Д. Букові ліси Карпатського біосферного заповідника (поширення, ценотична структура та моніторинг). *Науковий вісник Ужгородського університету*. Серія : Біологія. 2006. Вип. 19. С. 91–95.
- Талах М. В. Роль бука лісового як виду-едификатора в лісовій екосистемі : автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.16. Чернівецький національний ун-т ім. Юрія Федьковича. Чернівці, 2008. 20 с.
- Термена Б. К., Стефаник В. І., Серпокрилова Л. С. Конспект флори Північної Буковини (судинні рослини). Чернівці, 1992. 226 с.
- Ткаченко В. С. Фітоіндикація флуктуаційного механізму формування видової різноманітності в саморозвитку степових фітоценозів. *Екологія та ноосферологія*. 2003. Т. 14, № 3. С. 10–21.
- Токарюк А. І., Коржан К. В., Чорней І. І. Раритетні ефемероїдні геофіти м. Чернівці та їх охорона. *Заповідна справа в Україні*. 2011. Т. 17. Вип. 1–2. С. 22–28.
- Токарюк А. І., Чорней І. І. Зміни видового складу раритетних судинних рослин на урбанізованих територіях Буковинського Прикарпаття. *Заповідна справа в Україні*. 2007. Т. 13. Вип. 1–2. С. 12–20.
- Токарюк А. І., Чорней І. І. Раритетні види урбанофлори м. Чернівці *Науковий вісник НЛТУ України*. 2003. №5. С. 395–399.
- Третяк Ю. Д. Поновлення бука і його супутників природним шляхом та культурами : автореф. дис. ... канд. с/г наук / Лабораторія укр. поліграф. ін-ту ім. Федорова. Львів, 1958. 20 с.
- Тышкевич Г. Л. Охрана и восстановление буковых лесов (восточная граница ареала *Fagus sylvatica* L.). – Кишенев : Штиинца, 1984. 232 с.
- Тышкевич Г. Л. Экологическое обоснование рубок ухода в молодых культурах бука. *Лесоведение*. 1985. № 1. С. 19–25.
- Уиттекер Р. Х. Сообщества и экосистемы. Москва : Прогресс, 1980. 327 с.
- Уланова Н. Г. Механизмы сукцессий растительности сплошных вырубок в ельниках Южной Тайги. Актуальные проблемы геоботаники. III Всероссийская школа-конференция. Лекции. Петрозаводск : КарНЦ РАН, 2007. С. 198–211.
- Уланова Н. Г., Маслов А. А. Многомерный анализ горизонтальной структуры растительной вырубки. *Ботан. журн.* 1989. Т. 74, № 9. С. 1316–1323.

- Улична К. О. Зведений список листяних мохів Чернівецької області УРСР. *Наукові записки Природознавчого музею Львівського філіалу АН УРСР*. 1956. Т. 5. С. 126–144.
- Устименко П. М., Дубина Д. В., Зиман С. М., Тях Ю. Ю., Дербак М. Ю. Букові праліси національного природного парку «Синевир»: стан та перспективи. *Чорноморськ. бот. журн.* 2012. Т.8, №4. 354–361.
- Федорова Н. Л., Уланова С. С. Изучение процессов антропогенной динамики естественных экосистем с использованием ГИС-технологий и материалов дистанционного зондирования Земли. *Вестник ИКИАТ*. 2011. №2 (23). С. 28–34.
- Федоряк М. М., Ярошинська О. Г., Одочук П. І. До вивчення павуків-герпетобіонтів Національного природного парку «Вижницький». *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : матер. Другої міжнар. наук.-практ. конф. смт Путила, Чернівецька обл., 24–25 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. 263–265.
- Федоряк М. М., Ярошинська О. Г. Павуки-герпетобіонти Ландшафтного заказника загально-державного значення «Щецино» (весняний аспект). *Букові праліси та давні букові ліси Європи: проблеми збереження та сталого використання* : матер. міжнар. наук.-практ. конф. Рахів. 2013. С. 324–328.
- Федоряк М. М., Талах М. В., Євтушенко К. В. Угруповання павуків (*Aranei*) чистих та мішаних букових лісів Чернівецької області. *Науковий вісник Чернівецького університету* : збірник наукових праць. Біологія. Вип. 343. 2007. С. 252–259.
- Фекета І. Ю., Беца А. С. Охорона букових лісів на Закарпатті. *Лісівнича наука в контексті сталого розвитку* : матер. всеукр. наук.-практ. конф. 29–30 вересня 2015 р. Харків : УкрНДІЛГА. С. 144–145.
- Фурсова П. В., Левич А. П., Алексеев В. Л. Экстремальные принципы в математической биологии. *Успехи совр. биол.* 2003. Т. 123, № 2. С. 115–137.
- Холопова Л. Б., Солнцева О. Н., Запрометова К. М. Особенности растительного покрова и свойств почвы через 10 лет после сплошной рубки древостоя. *Журн. общ. биол.* 1985. Т. XLVI, № 3. С. 401–408.
- Хотинська височина / за ред. В. П. Коржик. Чернівці : ДрукАрт, 2012. 336 с.
- Хотинщина у цифрах, 2014 : статистичний збірник / за ред. А. В. Ротаря. 2015. 118 с.
- Хохряков А. П. Таксономические спектры и их роль в сравнительной флористике. *Ботанический журнал*. 2000. Т. 85, № 5. С. 1–11.
- Царик Й. Популяційний підхід до розв'язання актуальних питань функціонування екосистем і збереження біотичного різноманіття. *Екологія та ноосферологія*. 2013. Т. 24, № 3–4. С. 17–19.
- Цыганов Д. Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне

- хвойно-широколиственных лесов. Москва : Наука, 1983. 198 с.
- Цыганов Д. Н. Экоморфы флоры хвойно-широколиственных лесов. Москва : Наука, 1976. 60 с.
- Чернишенко С. В. Динаміка лісових біогеоценозів степової зони України (нелінійні процеси: сукцесії, інформаційні взаємодії, рекультивация) : автореф. дис... доктора біол. наук / Дніпропетровський нац. ун-т. Дніпропетровськ, 2006. 35с.
- Чернышенко С. В. Амфиценогенность и биоразнообразие лесных биогеоценозов степной зоны Украины. *Екологія та ноосферологія*. 2005. Т. 16, № 3–4. С. 121–133.
- Чернышенко С. В. Математическая теория сукцессионных смен: сукцессии ингибирования и толерантности. *Вісник Дніпропетровського університету*. Біологія. Екологія. 2001. Вип. 9, Т. 2. С. 205–216.
- Чернышенко С. В. Нелинейные методы анализа динамики лесных биогеоценозов. Днепропетровск : Изд-во ДНУ, 2005. 512 с.
- Чорней І. І., Скільський І. В., Коржик В. П., Буджак В. В. Заповідні об'єкти Буковини загальнодержавного значення як основа регіональної екологічної мережі. *Заповідна справа в Україні*. 2001. Т.7. Вип. 2. С. 73–98.
- Чорней І. І., Скільський І. В., Токарюк А. І., Буджак В. В. Перспективи розширення території національного природного парку «Вижницький» за рахунок приєднання земель державного підприємства «Заставнівське держспецлісництво АПК». *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень*. Матер. Другої міжнар. наук.-практ. конф. 24–25 квітня 2015 року, смт Путила. Чернівці : Друк Арт, 2015. С. 95–101.
- Чорней І. І., Токарюк А. І., Буджак В. В. НПП Вижицький. *Фіторизноманіття заповідників і національних природних парків України*. Ч.2. Національні природні парки. Київ : Фітосоціоцентр, 2012. С. 93–104.
- Чорней І. І., Токарюк А. І., Буджак В. В., Скільський І. В. Заповідні урочища Північної Буковини та Хотинщини: загальний огляд, рослинність, раритетні флора і фауна. *Заповідна справа в Україні*. 2009. Т. 15. Вип. 1. С. 82–100.
- Шанда В. І. Екологічно ніша як об'єкт теорії фундаментальної екології. *Екологія та ноосферологія*. 2002. Т. 12, № 3–4. С. 8–15.
- Шафер В. Основы общей географии растений. Москва : Изд-во иностранной лит-ры, 1956. 380 с.
- Швиденко А. И. Культура бука в Черновицкой области. Ужгород : Карпаты, 1964. 22 с.

- Шеляг-Сосонко Ю. Р. Біорізноманітність: концепція, культура та роль науки. *Укр. ботан. журн.* 2008. № 1. С. 3–26.
- Шеляг-Сосонко Ю. Р. Ліси України: біорізноманітність та збереження. *Укр. ботан. журн.* 2008 Т. 58, № 5. С. 519–528.
- Шеннон К. Работы по теории информации и кибернетике. Москва : Изд-во иностр. лит-ры, 1963. 830 с.
- Шкляр А. С. Буковые леса Северной Буковины и их естественное возобновление : автореф. дис. ... канд. с/х наук. Киев, 1965 19 с.
- Шмидт В. М. Статистические методы в сравнительной флористике. Ленинград : Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. 176 с.
- Шпарик Ю. С. Мінливість структури букового пралісу Українських Карпат. *Науковий вісник Національного аграрного університету*. Вип. 39. Лісівництво. Київ : Національний аграрний ун-т, 2001. С. 268–277.
- Щербина В. Г. Экологические аспекты буковых экосистем. Кривой Рог : Минерал, 2005. 410 с.
- Щербина Ю. Г., Коцюмба В. В., Щербина В. Г. Деструкция подстилки в рекреационных буковых биогеоценозах. *Екологія та ноосферологія*. 2002. Т. 12, № 3–4. С. 143–146.
- Экологический энциклопедический словарь / Под. ред. И. И. Дедю. Киев : Гл. ред. МСЭ. 408 с.
- Юрцев Б. А. Эколого-географическая структура биологического разнообразия и стратегия его учета и охраны. «Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению» : матер. конф. БИН РАН и ЗИН РАН. Санкт-Петербург. 1992. С. 7–21.
- Юрjлєнис Ю. В. Биоэкологические и биохимические факторы образования лесных биогеоценозов на сплошных вырубках ельников южной Прибалтики : автореф. дис. ... канд. с/х наук. Каунас, 1975. 17 с.
- Ямковой В. Т. Изменение обмена веществ и потери при сплошных рубках в лесных биогеоценозах Бескид (Украинские Карпаты). *Экологія*. 1991. № 3. С. 86–89.
- Allen R. B., Bellingham P. J., Wiser S. K. Developing a forest biodiversity monitoring approach for New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. 2003. Vol. 27, № 2. P. 207–220.
- Allen R. B., Platt K. H., Wiser S. K. Mountain beech forest succession after a fire at Mount Thomas Forest, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*. 1997. Vol. 35. P. 505–515.
- Berkowitz A. R., Canham C. D., Kelly V. R. Competition vs. facilitation of tree seedling growth and survival in early successional communities. *Ecology*. 1995. Vol. 76, № 4. P. 1156–1168.
- Blumröder J. S., Hoffmann M. T., Ilina O. et al. Clearcuts and related secondary

- dieback undermine the ecological effectiveness of FSC certification in a boreal forest. *Ecological Processes*. 2020. Vol. 9, № 1. P. 1–9.
- Brown C. S., Mark A. F., Kershaw G. P., Dickinson K. J. M. Secondary succession 24 years after disturbance of a New Zealand High-alpine Cushionfield. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 2006. Vol. 38, № 3. P. 325–334.
- Callaway R. M. Positive interactions in plant communities and the individualistic–continuum concept. *Oecologia*. 1997. Vol. 112. P. 143–149.
- Chase J. M. Community assembly: when should history matter? *Oecologia*. 2003. № 136. P. 489–498.
- Christensen N. L., Peet R. K. Convergence during secondary forest succession. *Journal of ecology*. 1984. Vol. 72. P. 25–36.
- Christophel D., Höllner S., Prietzel J., Steffens, M. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood-and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*. 2015. Vol. 134, № 4. P. 623–640.
- Clements F. E. Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology*. 1936. № 24. P. 252–284.
- Clements F. E. Nature and structure of the climax. *The Journal of Ecology*. 1936. Vol. 24, № 1. P. 252–284.
- Connell J. H., Lowman M. D., Noble I. R. Subcanopy gaps in temperate and tropical forests. *Australian Journ. of Ecology*. 1997. Vol. 22. P. 163–168.
- Connell J. H., Slatyer R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 1977. Vol. 111, № 982. P. 1119–1144.
- Cowles H. C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. *Botanical Gazette*. 1899. 27. PP. 95–117, 167–202, 281–308, 361–391.
- Dansereau P. Types of succession. *Vegetation Dynamics*. 1974. Vol. 8. P. 123–135.
- Daufresne T., Hedin L. O. Plant coexistence depends on ecosystem nutrient cycles: Extension of the resource–ratio theory. *PNAS*. 2005. Vol. 102, № 26. P. 9212–9217.
- Davis M. A., Bier L., Bushelle E. et al. Non-indigenous grasses impede succession. *Plant Ecology*. 2005. № 178. P. 249–264.
- Diaci J., Rozenberger D. Regeneration processes in European beech forests. – Part of Deliverable 3 of the Nat–Man project, 2001. 52 p.
- Dietze M. C. Prediction in ecology: a first-principles framework. *Ecol. Appl.* 2017. Vol. 27. P. 2048–2060.
- Evans M. R. et al. Predictive systems ecology. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*. 2013. Vol. 280, № 1771. 20131452.
- Evans M. R., Norris K. J., Benton T. G. Predictive ecology: systems

- approaches. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 2012. Vol. 367. P. 163–169.
- Fang J., Lechowicz M. J. Climatic limits for present distribution of beech (*Fagus L.*) species in the world. *Journal of biogeography.* 2006. Vol. 33. P. 1804–1819.
- Finzi A. C., Breemen N. V., Canham C. D. Canopy tree–soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications.* 1998. Vol. 8, № 2. P. 440–446.
- Fisher S., Nicholas N. S., Scheuerman P. R. Dendrochemical analysis of lead and calcium in Southern Appalachian American beech. *J. Environ. Qual.* 2002. Vol. 31. P. 1137–1145.
- Fotelli M. N., Gebler A., Peuke A. D., Renneberg H. Drought affects the competitive interactions between *Fagus sylvatica* seedlings and an early successional species, *Rubus fruticosus*: responses of growth, water status and $\delta^{13}\text{C}$ composition. *New Phytologist.* 2001. Vol. 151. P. 427–435.
- Freckleton R. P., Watkinson A. R. Asymmetric competition between plant species. *Functional Ecology.* 2001. Vol. 15. P. 615–623.
- Freckleton R. P., Watkinson A. R. Predicting competition coefficients for plant mixtures: reciprocity, transitivity and correlations with life-history traits. *Ecology Letters.* 2001. № 4. P. 348–357.
- Gerasimenko N., Yurchenko T., Rohozin Ye. Vegetation changes in the Hotyn Upland over the last 2000 years (based on pollen data). *Journ. Geol. Geograph. Geoecology.* 2019. Vol. 28, № 1. P. 51–58.
- Gilbert B., Lechowicz M. J. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. *Ecology.* 2005. Vol. 86, № 7. P. 1848–1855.
- Gilbert B., Lechowicz M. J. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *PNAS.* 2004. Vol. 101, № 20. P. 7651–7656.
- Goreaud F., Loreau M., Millier C. Spatial structure and survival of an inferior competitor a theoretical model of neighbourhood competition in plants. *Ecological modelling.* 2002. Vol. 158. P. 1–19.
- Greenberg J. Mechanisms of succession and conservation consequences in tropical rainforests. Davis : U.C. Davis, 1999. 6 p.
- Grime J. P., Mackey J. M. L. The role of plasticity in resource capture by plants. *Evolutionary Ecology.* 2002. № 16. P. 299–307.
- Guerra C. A., Heintz-Buschart A., Sikorski J. et al. Blind spots in global soil biodiversity and ecosystem function research. *Nat Commun.* 2020. Vol. 11, 3870. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17688-2>
- Harfoot M. B. J., Newbold T., Tittensor D. P. et al. Emergent global patterns of ecosystem structure and function from a mechanistic general ecosystem model. *PLoS Biol.* 2014. Vol. 12, № 4. e1001841. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001841>

- Hector A., Joshi J., Scherer-Lorenzen M. Biodiversity and ecosystem functioning: reconciling the results of experimental and observation studies. *Functional ecology*. 2007. Vol. 21. P. 998–1002.
- Hill D., Fashmam M., Shaw P. Handbook of Biodiversity methods: Survey, Evaluation and Monitoring. 2005. Cambridge : Cambridge University Press. 588 p.
- Hobbs R. J., Morton S. R.. Moving from descriptive to predictive ecology. *Agroforestry systems*. 1999. Vol. 45, № 1. 43–55.
- Houston Durrant T., de Rigo D., Caudullo G. *Fagus sylvatica* and other beeches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species*. 2016. Publ. Off. EU Luxembourg. e012b90+
- Inouye R. S. Convergence and divergence of old-field plant communities along experimental nitrogen gradients. *Ecology*. 1988. Vol. 69, № 4. P. 995–1004.
- Kays J. S., Canham C. D. Effects of time and frequency of cutting hardwood root reserves and sprout growth. *Forest Science*. 1991. Vol. 37, № 2. P. 524–539.
- Kermavnar J., Ferlan M., Marinšek A. et al. Effects of various cutting treatments and topographic factors on microclimatic conditions in Dinaric fir-beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2020. Vol. 295. 108186.
- Krieger A., Porembski S., Barthlott W. Temporal dynamics of an ephemeral plant community: species turnover in seasonal rock pools on Ivorian inselbergs. *Plant Ecology*. 2003. Vol. 167. P. 283–292.
- Lepš J. Species–pool hypothesis: limits to its testing. *Folia Geobotanica*. 2001. № 36. P. 45–52.
- Lepš J., Osbornová-Kosinová J., Rejmánek M. Community stability, complexity and species life-history strategies. *Vegetatio*. 1982. Vol. 50. P. 53 – 62.
- Lischke H., Löffler T. J., Fischlin A. Aggregation of individual trees and patches in forest succession models: capturing variability with height structured, random, spatial distributions. *Theoretical Population Biology*. 1998. № 54. P. 213–226
- Loreau M. Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology letters*. 2000. № 3. P. 73–76.
- Loreau M. Competitive exclusion and coexistence of species with complex life cycles. *Theoretical population biology*. 1994. Vol. 46, № 1. P. 58–77.
- Loreau M., Mouquet N., Gonzalez A. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *PNAS*. 2003. Vol. 100, № 22. P. 12765–12770.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*. 2001. Vol. 294. P. 804–808.
- Magurran A. E. Measuring biological diversity. 2004. Oxford : Blackwell Publishing. 256 p.

- Maris V., Huneman P., Coreau A. et al. Prediction in ecology: promises, obstacles and clarifications. *Oikos*. 2018. Vol. 27, № 2. P. 171–183.
- McIntosh R. P. The Succession of Succession: A Lexical Chronology. *Bulletin of the Ecological Society of America*. 1999. Vol. 80, № 4. P. 256–265.
- Mehrotra P., Kharakwl G., Pangety Y. P. S. Ecological implications of plant traits, strategies and competitive abilities of herbs. *Applied Ecology and Environmental research*. 2004. Vol. 2, № 2. P. 1–13.
- Mitchell C. E., Agrawal A. A., Bever J. D. et al. Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*. 2006. № 9. P. 726–740.
- Mouquet N., Lagadeuc Y., Devictor V. et al. Predictive ecology in a changing world. *Journal of Applied Ecology*. 2015. Vol. 52, № 5. P. 1293–1310.
- Neary D. G., Pearce A. J., O’Loughlin C. L., Rowe L. K. Management impacts on nutrient fluxes in beech–podocarp–hardwood forests. *New Zealand Journal of Ecology*. 1978. Vol. 1. P. 19–26.
- Nicolini E., Chanson B., Bonne F. Stem growth and epicormic branch formation un understory beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of botany*. 2001. Vol. 87. P. 737–750.
- Nord-Larsen T., Vesterdal L., Bentsen N. S., Larsen J. B. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management*. 2019. Vol. 447. p. 67–76.
- Norman W. H., Mouillot D., Lee W. G., Wilson J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 2005. Vol. 111. P. 112–118.
- Nuñez P. G., Nuñez M. A. The importance of controversies in the epistemic progress of ecology. *Interciencia*. 2007. Vol. 32, № 12. P. 804–811.
- Odum E. P. The strategy of ecosystem development. *Science*. 1969. Vol. 164, № 3877. P. 262–270.
- Özkan U., Gökbülak F. Effect of vegetation change from forest to herbaceous vegetation cover on soil moisture and temperature regimes and soil water chemistry. *Catena*. 2017. Vol. 149. P. 158–166.
- Park S. E., Benjamin L. R., Watkinson A. R. The theory and application of plant competition models: an agronomic perspective. *Annals of Botany*. 2003. Vol. 92, № 6. P. 741–748.
- Peet R. K., Christensen N. L. Changes in species diversity during secondary forest succession on the North Carolina Piedmont. *Diversity and pattern in plant communities*. The Hague : Academic Publishing, 1988. P. 233–245.
- Peet R. K., Fridley J. D., Gramling J. M. Variation in species richness and species pool size across a pH gradient in forests of the Southern Blue Ridge Mountains. *Folia Geobotanica*. 2003. Vol. 38. P. 391–401.
- Peña-Claros M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*. 2003.

- Vol. 35, № 4. P. 450–461.
- Petchey O. L., Gaston K. J. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond.* 2002. Vol. 269. P. 1721–1727.
- Platt K. H., Allen R. B., Coomes D. A., Wiser S. K. Mountain beech seedling responses to removal of below-ground competition and fertiliser addition. *New Zealand Journal of Ecology.* 2004. Vol. 28, № 2. P. 289–293.
- Pommerening A. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry.* 2002. Vol. 75, № 3. P. 305–324.
- Potapenko O., Kunah O. M., Fedushko M. P. The effect of technological oil spill in soil within electrical generation substations, analysed by ecological regime in the context of relief properties. *Biosystems Diversity.* 2019. Vol.27, № 1. P. 43–50.
- Prach K., Walker L. R. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology.* 2019. Vol. 107. P. 510–516.
- Purves D., Scharlemann J., Harfoot M. et al. Time to model all life on earth. *Nature.* 2013. Vol. 493. P. 295–297.
- Qian H. A comparison of the taxonomic richness of temperate plants in Eastern Asia and North America. *American Journal of Botany.* 2002. Vol. 89, № 11. P. 1818–1825.
- Real R., Pleguezuelos J. M., Fahd S. The distribution patterns of reptiles in the Riff region, northern Morocco. *Afr. J. Ecol.* 1997. Vol. 35. P. 312–325.
- Rees M., Condit R., Crawley M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science.* 2001. Vol. 293. P. 650–655.
- Rejmánek M., Lepš J. Negative associations can reveal interspecific competition and reversal of competitive hierarchies during succession. *Oikos.* 1996 № 76. P. 161–168.
- Rusch G. M., Pausas J. G., Lepš J. Plant functional types in relation to disturbance and land use: Introduction. *Journal of Vegetation Science.* 2003. Vol. 14. P. 307–310.
- Savage M., Sawhill B., Askenazi M. Community dynamics: what happens when we rerun the tape? *J. theor. Biol.* 2000. Vol. 205 P. 515–526.
- Schulze E. D., Mooney H. A. Biodiversity and ecosystem function. 2012. Berlin : Springer Science & Business Media. 552 p.
- Schweiger A. K., Cavender-Bares J., Townsend P.A. et al. Plant spectral diversity integrates functional and phylogenetic components of biodiversity and predicts ecosystem function. *Nat Ecol Evol.* 2018. Vol. 2. P. 976–982.
- Seagle S. W., Liang S. Y. Application of a forest gap model for prediction of browsing effects on riparian forest succession. *Ecological Modelling.* 2001. Vol. 144, № 2–3. P. 213–229.

- Siebers N., Bauke S. L., Tamburini F., Amelung W. Short-term impacts of forest clear-cut on P accessibility in soil microaggregates: An oxygen isotope study. *Geoderma*. 2018. Vol. 315. P. 59–64.
- StAAF H. Release of plant nutrients from decomposing leaf litter in a South Swedish beech forest. *Ecography*. 1980. Vol. 3, № 2. P. 129–136.
- Stirling G., Wilsey B. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist*. 2001. Vol. 158, № 3. P. 286–299.
- Supriatna J. Biodiversity Indexes: Value and Evaluation Purposes. *E3S Web of Conferences*. 2018. Vol. 48. 01001.
- Taverna K., Peet R. K., Phillips L. C. Long-term change in ground-layer vegetation of deciduous forests of the North Carolina Piedmont, USA. *Journal of Ecology*. 2005. Vol. 93. P. 202–213.
- Thomsen M. S., Godbold J. A., Garcia C. et al. Compensatory responses can alter the form of the biodiversity–function relation curve. *Proceedings of the Royal Society B*. 2019. Vol. 286, № 1901. 20190287.
- Tilman D. Community diversity and succession: The roles of competition, dispersal, and habitat modification / Biodiversity and ecosystem function. Berlin : Springer-Verlag, 1993. P. 327–344.
- Tilman D. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*. 1994. Vol. 75. P. 2–16.
- Tilman D. Constraints and tradeoff: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos*. 1990. Vol. 58. P. 3–15.
- Tilman D. Further thoughts on competition for essential resources. *Theoretical Population Biology*. 1987. Vol. 32, № 3. P. 442–446.
- Tilman D. On the meaning of competition and the mechanisms of competitive superiority. *Functional Ecology*. 1988. № 1. P. 304–315.
- Tilman D. The resource–ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist*. 1985. Vol. 125, № 6. P. 827–852 p.
- Tilman D., Pacala S. The maintenance of species richness in plant communities. *Species diversity in ecological communities*. Chicago: University of Chicago press, 1993. P. 13–25.
- Tilman D. The importance of interspecific competition. *The American Naturalist*. 1987. Vol. 129, № 5. P. 769–774.
- Turner M. G., Baker W. L., Peterson C. J., Peet R. K. Factors influencing succession: Lessons from large, influential natural disturbances. *Ecosystems*. 1998. № 1. P. 511–523.
- Usher M. B. Markovian approaches to ecological succession. *The Journal of Animal Ecology*. 1979. Vol. 48, № 2. P. 413–426.
- Van der Putten W. H., Mortimer S. R., Hedlund K. et al. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site

- approach. *Oecologia*. 2000. Vol. 124. P. 91–99
- van der Sande M. T., Peña-Claros M., Ascarrunz N. et al. Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. *Journal of Ecology*. 2017. Vol. 105. № 5. P. 1223–1234.
- Van Ewijk K. Y. Estimating forest structure from Lidar and high spatial resolution imagery for the prediction of succession and species composition. Doctoral dissertation. Kingston, Ontario, Canada. 2015. 200 p.
- Wootton J. T. Mechanisms of successional dynamics: consumers and the rise and fall of species dominance. *Ecological Research*. 2002. Vol. 17. P. 249–260.
- Zhuang X. Y., Corlett R. T. Forest and forest succession in Hong Kong, China. *Journal of Tropical Ecology*. 1997. № 14. P. 857–866.
- Zhuk A. Taxonomic spectra analysis of primary beech forest and different-aged clear-cuttings. *Biodiversity. Ecology. Adaptation. Evolution* : Proceedings of the III International young scientists conference, dedicated to 100 anniversary from birth of famous Ukrainian lichenologist Maria Macarevich, Odesa, 15–18 may, 2007. P. 80.

ДОДАТКИ

Флористичні характеристики зрубів букових лісів Північної Буковини

Таблиця Д.1

Видовий склад флори зрілих букових лісів та зрубів Північної Буковини на ініціальних стадіях сукцесії

№	Назва виду	Вік ділянки, роки																					
		СПБ							СЛБ							ОПБ							
		Зрілий ліс			Відновлення за типом				Відновлення за лісовим типом				Відновлення за лучшим типом			Зрілий ліс							
1	2	3	4	5	6	7	8	1	5	6	7	8	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
1	<i>Acer campestre</i> L.	+		+	+	+		+															
2	<i>A. platanoides</i> L.																		+				+
3	<i>A. pseudoplatanus</i> L.	+	+	+	+	+	+	+												+	+	+	+
4	<i>Achillea micrantha</i> Willd.					+							+	+	+						+		
5	<i>Achyrophorus maculatus</i> (L.) Scop.																				+		
6	<i>Aegopodium podagraria</i> L.													+									+
7	<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.																						
8	<i>Ajuga reptans</i> L.														+								
9	<i>Alicaria petiolata</i> (Bieb.) Cavara et Grande		+		+	+																	
10	<i>Alopecurus pratensis</i> L.					+	+	+												+			
11	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.																				+		
12	<i>Anemone nemorosa</i> L.									+											+		+

Продовження таблиці Д.1

№	Назва виду	СПБ													ОПБ						
		Іс	Ліс. тип								Луч. тип					ЗЛ	1	2	3	4	5
			1	2	3	4	5	6	7	8	1	5	6	7	8						
13	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.																				
14	<i>Anthriscus nemorosa</i> (Bieb.) Spreng.		+														+				
15	<i>Arctium tomentosum</i> Mill.		+	+													+				
16	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.		+																		
17	<i>Artemisia absinthium</i> L.																				
18	<i>A. vulgaris</i> L.												+								
19	<i>Asarum europaeum</i> L.	+	+								+	+							+		
20	<i>Asperula odorata</i> L.	+	+	+															+		
21	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	+	+																+		
22	<i>Atropa bella-donna</i> L.								+												
23	<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.													+							
24	<i>Betonica officinalis</i> L.																				
25	<i>Bidens triparita</i> L.																		+		
26	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth														+						
27	<i>Campanula bononiensis</i> L.								+												
28	<i>C. glomerata</i> L. s. l.																		+		
29	<i>C. latifolia</i> L.																		+		
30	<i>C. trachelium</i> L.																		+		
31	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.												+								
32	<i>Cardamine pratensis</i> L.																		+		
33	<i>Carduus cinereus</i> Bieb.																		+		

Продовження таблиці Д.1

№	Назва виду	СПБ															ОПБ										
		ІС	Ліс. тип								Луч. тип							ЗЛ	1	2	3	4	5				
			1	2	3	4	5	6	7	8	1	5	6	7	8												
55	<i>Corylus avellana</i> L.				+																+						
56	<i>Crepis tristicus</i> Klokov.								+							+											
57	<i>Cuscuta europaea</i> L.									+																	
58	<i>Dactylis glomerata</i> L.																										
59	<i>Daucus carota</i> L.							+							+							+					
60	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) Beauv.																					+					
61	<i>Digitalis grandiflora</i> Mill.																										
62	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott							+																			
63	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski															+											
64	<i>Epilobium lamyi</i> F. Schultz																					+					
65	<i>Epipactis latifolia</i> (L.) All.							+																			
66	<i>Equisetum arvense</i> L.							+																			
67	<i>E. hyemale</i> L.								+																		
68	<i>Erigeron canadensis</i> L.																										
69	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.							+	+													+					
70	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.							+	+																	+	
71	<i>E. cyparissus</i> L.							+																			
72	<i>Fagus sylvatica</i> L.							+	+																		
73	<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.							+	+																		
74	<i>F. pratensis</i> Huds.																										
75	<i>Ficaria verna</i> Huds.									+																	

Продовження таблиці Д.1

№	Назва виду	СПБ														ОПБ													
		ІЄ		Ліс. тип								Луч. тип				ЗЛ	1	2	3	4	5								
		1	2	3	4	5	6	7	8	1	5	6	7	8															
118	<i>P. hydro Piper</i> L.																												
119	<i>Populus alba</i> L.																												
120	<i>P. nigra</i> L.																												
121	<i>Potentilla erecte</i> (L.) Rausch.																												
122	<i>Primula vulgaris</i> Huds.																												
123	<i>Prunella vulgaris</i> L.																												
124	<i>Prunus spinosa</i> L.																												
125	<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort.																												
126	<i>Quercus petraea</i> (Mattuschka) Liebl.																												
127	<i>Q. robur</i> L.																												
128	<i>Ranunculus acris</i> L.																												
129	<i>R. cassubics</i> L.																												
130	<i>R. repens</i> L.																												
131	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.																												
132	<i>Rosa canina</i> L.																												
133	<i>Rubus caesius</i> L.																												
134	<i>R. idaeus</i> L.																												
135	<i>R. serpens</i> Weihe ex Lej. et Court.																												
136	<i>Rumex confertus</i> Willd.																												
137	<i>Salix caprea</i> L.																												
138	<i>Salvia glutinosa</i> L.																												

Продовження таблиці Д.1

№	Назва виду	СПБ																ОПБ										
		ЗС	Ліс. тип								Луч. тип								ЗЛ	1	2	3	4	5				
			1	2	3	4	5	6	7	8	1	5	6	7	8													
139	<i>Sambucus nigra</i> L.				+				+	+			+						+					+				
140	<i>Sanicula europaea</i> L.	+		+					+	+															+			
141	<i>Scrophularia nodosa</i> L.				+																							+
142	<i>Serratula tinctoria</i> L.																								+			
143	<i>Setaria glauca</i> (L.) Beauv.																								+			
144	<i>Solanum dulcamara</i> L.				+				+	+													+					
145	<i>Solanum dulcamara</i> L.				+				+	+													+					
146	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.																								+			
147	<i>S. nemorum</i> L.									+													+					
148	<i>Stenactis anua</i> (L.) Nees								+	+													+					
149	<i>Swida sanguinea</i> (L.) Opiz	+								+												+						+
150	<i>Tanacetum vulgare</i> L.									+												+						
151	<i>Taraxacum officinale</i> Webb ex Wigg.									+												+						
152	<i>Tilia cordata</i> Mill.																							+				+
153	<i>Tragopogon major</i> Jacq.																							+				
154	<i>Trifolium montanum</i> L.																											
155	<i>T. pratense</i> L.									+												+						
156	<i>T. repens</i> L.									+												+						
157	<i>Tussilago farfara</i> L.																							+				
158	<i>Urtica dioica</i> L.																						+					+
159	<i>U. urens</i> L.																						+					+

**Таксономічна характеристика видів, представлених у флорі
зрубів букових лісів Північної Буковини**

Відділ Equisetophyta D.H. Scott

Клас Equisetopsida C. Agardh

Порядок Equisetales DC. ex Bercht. & J. Presl

Родина *Equisetaceae* Michx. ex DC.

Рід: *Equisetum* L.

1. *Equisetum arvense* L.

2. *E. hyemale* L.

Відділ Polypodiophyta Cronquist, Takht. & Zimmerm.

Клас Polypodiopsida Cronquist, Takht. & Zimmerm.

Порядок Polypodiales Link

Родина *Athyriaceae* Alston

Рід: *Athyrium* Roth

3. *Athyrium filix-femina* (L.) Roth

Родина *Dryopteridaceae* Herter

Рід: *Dryopteris* Adans, nom. cons.

4. *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott

Відділ Pinophyta

Клас Pinopsida

Підклас Pinidae Cronquist, Takht. et Zimmerm.

Порядок Pinales Gorozh.

Родина *Pinaceae* Lindl.

Рід: *Picea* Dietr.

5. *Picea abies* (L.) Karst.

Відділ Magnoliophyta Cronquist, Takht. & W.Zim merm. ex Reveal

Клас Magnoliopsida Brongn.

Підклас Magnoliidae Novák ex Takht.

Порядок Piperales Bercht. & J.Presl

Родина *Aristolochiaceae* Juss.

Рід: *Asarum* L.

6. *Asarum europaeum* L.

Клас Liliopsida Batsch

Підклас Liliidae J.H. Schaffn.

Порядок Liliales Perleb

Родина *Liliaceae* Juss.

Рід: *Convallaria* L.

7. *Convallaria majalis* L.
Рід: *Paris* L.
8. *Paris quadrifolia* L.
Рід: *Polygonatum* Mill.
9. *Polygonatum multiflorum* (L.) All.
- Порядок** Orchidales Raf.
Родина *Orchidaceae* Juss.
Рід: *Epipactis* Zinn.
10. *Epipactis latifolia* (L.) All.
- Порядок** Asparagales Link
Родина *Asparagaceae* Juss.
Рід: *Majanthemum* Wigg.
11. *Majanthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt
- Підклас** Commelinidae Takht.
- Порядок** Juncales Bercht. & J.Presl
Родина *Juncaceae* Juss.
Рід: *Juncus* L.
12. *Juncus effusus* L.
- Родина** *Cyperaceae* Juss.
Рід: *Carex* L.
13. *Carex digitata* L.
14. *C. leporina* L.
15. *C. pilosa* Scop
16. *C. sylvatica* Huds.
17. *C. vulgaris* Fries
- Порядок** Poales Small
Родина *Poaceae* Barnhart
Рід: *Agrostis* L.
18. *Agrostis tenuis* Sibth.
Рід: *Alopecurus* L.
19. *Alopecurus pratensis* L.
Рід: *Anthoxanthum* L.
20. *Anthoxanthum odoratum* L.
Рід: *Calamagrostis* Adans.
21. *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth
Рід: *Dactylis* L.
22. *Dactylis glomerata* L.
Рід: *Deschampsia* Beauv.

23. *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.

Рід: *Elytrigia* Desv.

24. *Elytrigia repens* (L.) Nevski

Рід: *Festuca* L.

25. *Festuca gigantea* (L.) Vill.

26. *F. pratensis* Huds.

Рід: *Milium* L.

27. *Milium effusum* L.

Рід: *Nardus* L.

28. *Nardus stricta* L.

Рід: *Poa* L.

29. *Poa sylvicola* Guss.

Рід: *Setaria* Beauv.

30. *Setaria glauca* (L.) Beauv.

Клас Rosopsida Batsch

Підклас Ranunculidae Takht. ex Reveal

Порядок Ranunculales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Ranunculaceae* Juss.

Рід: *Anemone* L.

31. *Anemone nemorosa* L.

Рід: *Ficaria* Guett.

32. *Ficaria verna* Huds.

Рід: *Hepatica* Mill.

33. *Hepatica nobilis* Mill.

Рід: *Ranunculus* L.

34. *Ranunculus acris* L.

35. *R. cassubicus* L.

36. *R. repens* L.

Родина *Papaveraceae* Juss.

Рід: *Chelidonium* L.

37. *Chelidonium majus* L.

Рід: *Corydalis* Went.

38. *Corydalis halleri* Willd.

Підклас Rosidae Takht.

Порядок Fabales Bromhead

Родина *Fabaceae* Lindl.

Рід: *Coronilla* L.

39. *Coronilla varia* L.

Рід: *Lathyrus* L.

40. *Lathyrus pratensis* L.

41. *L. sylvestris* L.

42. *L. vernus* (L.) Bernh.

Рід: *Lotus* L.

43. *Lotus corniculatus* L.

Рід: *Medicago* L.

44. *Medicago falcata* L.

45. *M. lupulina* L.

Рід: *Robinia* L.

46. *Robinia pseudoacacia* L.

Рід: *Trifolium* L.

47. *Trifolium montanum* L.

48. *T. pratense* L.

49. *T. repens* L.

Рід: *Vicia* L.

50. *Vicia cassubica* L.

51. *V. cracca* L.

52. *V. sylvatica* L.

Порядок Rosales Bercht. & J.Presl

Родина *Rosaceae* Juss.

Рід: *Cerasus* L.

53. *Cerasus avium* (L.) Moench

Рід: *Fragaria* L.

54. *Fragaria vesca* L.

Рід: *Geum* L.

55. *Geum rivale* L.

56. *G. urbanum* L.

Рід: *Potentilla* L.

57. *Potentilla erecte* (L.) Raeusch.

Рід: *Prunus* L.

58. *Prunus spinosa* L.

Рід: *Rosa* L.

59. *Rosa canina* L.

Рід: *Rubus* L.

60. *Rubus caesius* L.

61. *R. idaeus* L.

62. *R. serpens* Weihe ex Lej. et Court.

Порядок Urticales Juss. ex Bercht. & J. Presl

Родина *Urticaceae* Juss.

Рід: *Urtica* L.

63. *Urtica dioica* L.

64. *U. urens* L.

Порядок Fagales Engl.

Родина *Fagaceae* Dumort.

Рід: *Carpinus* L.

65. *Carpinus betulus* L.

Рід: *Fagus* L.

66. *Fagus sylvatica* L.

Рід: *Quercus* L.

67. *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.

68. *Q. robur* L.

Родина *Betulaceae* Gray

Рід: *Corylus* L.

69. *Corylus avellana* L.

Порядок Violales Vent. ex Bercht. & J. Presl

Родина *Salicaceae* Mirb.

Рід: *Salix* L.

70. *Salix caprea* L.

Рід: *Populus* L.

71. *Populus alba* L.

72. *P. nigra* L.

Родина *Violaceae* Batsch

Рід: *Viola* L.

73. *Viola canina* L.

74. *V. hirta* L.

75. *V. palustris* L.

76. *V. tricolor* L.

Порядок Hypericales Juss. ex Bercht. & J. Presl

Родина *Hypericaceae* Juss.

Рід: *Hypericum* L.

77. *Hypericum perforatum* L.

Порядок Euphorbiales Juss. ex Bercht. & J. Presl

Родина *Euphorbiaceae* Juss.

Рід: *Euphorbia* L.

78. *Euphorbia amygdaloides* L.

79. *E. cyparisus* L.
Порядок Geraniales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Geraniaceae* Juss.
Рід: *Geranium* L.
80. *Geranium robertianum* L.
Порядок Myrtales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Lythraceae* J.St.-Hil.
Рід: *Lythrum* L.
81. *Lythrum salicaria* L.
Родина *Onagraceae* Juss.
Рід: *Chamaenerion* Auct.
82. *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop.
Рід: *Circaea* L.
83. *Circaea lutetiana* L.
Рід: *Epilobium* L.
84. *Epilobium lamyi* F. Schultz
Порядок Sapindales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Aceraceae* Juss.
Рід: *Acer* L.
85. *Acer campestre* L.
86. *A. platanoides* L.
87. *A. pseudoplatanus* L.
Порядок Malvales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Tiliaceae* Juss.
Рід: *Tilia* L.
88. *Tilia cordata* Mill.
Порядок Brassicales Bromhead
Родина *Brassicaceae* Burnett
Рід: *Alliaria* Scop.
89. *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara et Grande
Рід: *Barbarea* R. Br.
90. *Barbarea vulgaris* R. Br.
Рід: *Capsella* Medik.
91. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.
Рід: *Cardamine* L.
92. *Cardamine pratensis* L.
Підклас Caryophyllidae Takht.
Порядок Polygonales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Polygonaceae* Juss.

Рід: *Polygonum* L.

93. *Polygonum aviculare* L.

94. *P. hydropiper* L.

Рід: *Rumex* L.

95. *Rumex confertus* Willd.

Порядок Caryophyllales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Caryophyllaceae* Juss.

Рід: *Arenaria* L.

96. *Arenaria serpyllifolia* L.

Рід: *Cerastium* L.

97. *Cerastium sylvaticum* Waldst. et. Kit.

Рід: *Chenopodium* L.

98. *Chenopodium album* L.

Рід: *Stellaria* L.

99. *Stellaria media* (L.) Vill.

100. *S. nemorum* L.

Підклас Asteridae Takht.

Порядок Cornales Link,

Родина *Cornaceae* Bercht.

Рід: *Swida* Opiz.

101. *Swida sanguinea* (L.) Opiz

Порядок Balsaminales Link

Родина *Balsaminaceae* A.Rich.

Рід: *Impatiens* L.

102. *Impatiens noli-tangere* L.

Порядок Primulales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Primulaceae* Batsch ex Borkh.

Рід: *Lysimachia* L.

103. *Lysimachia nummularia* L.

Рід: *Primula* L.

104. *Primula vulgaris* Huds.

Порядок Gentianales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Rubiaceae* Juss.

Рід: *Asperula* L.

105. *Asperula odorata* L.

Рід: *Galium* L.

106. *Galium aparine* L.

107. *G. mollugo* L.
108. *G. verum* L.
Рід: *Vinca* L.
109. *Vinca minor* L.
- Порядок** Boraginales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Boraginaceae* Juss.
Рід: *Lappula* Moench.
110. *Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort.
Рід: *Pulmonaria* L.
111. *Pulmonaria obscura* Dumort.
- Порядок** Solanales Juss. ex Bercht. & J.Presl
Родина *Convolvulaceae* Juss.
Рід: *Cuscuta* L.
112. *Cuscuta europaea* L.
- Родина** *Solanaceae* Juss.
Рід: *Atropa* L.
113. *Atropa bella-donna* L.
Рід: *Solanum* L.
114. *Solanum dulcamara* L.
- Порядок** Lamiales Bromhead
Родина *Plantaginaceae* Juss.
Рід: *Plantago* L.
115. *Plantago major* L.
- Родина** *Scrophulariaceae* Juss.
Рід: *Digitalis* L.
116. *Digitalis grandiflora* Mill.
Рід: *Lathraea* L.
117. *Lathraea squamara* L.
Рід: *Linaria* Mill.
118. *Linaria vulgaris* Mill.
Рід: *Scrophularia* L.
119. *Scrophularia nodosa* L.
Рід: *Veronica* L.
120. *Veronica chamaedrys* L.
- Родина** *Lamiaceae* Martinov
Рід: *Ajuga* L.
121. *Ajuga reptans* L.
Рід: *Betonica* L.

122. *Betonica officinalis* L.
Рід: *Clinopodium* L.
123. *Clinopodium vulgare* L.
Рід: *Galeobdolon* Adans.
124. *Galeobdolon luteum* Huds.
Рід: *Galeopsis* L.
125. *Galeopsis speciosa* Mill.
Рід: *Glechoma* L.
126. *Glechoma hederacea* L.
127. *G. hirsuta* Waldst et Kit.
Рід: *Lycopus* L.
128. *Lycopus europaeus* L.
Рід: *Mentha* L.
129. *Mentha longifolia* (L.) Huds.
Рід: *Prunella* L.
130. *Prunella vulgaris* L.
Рід: *Salvia* L.
131. *Salvia glutinosa* L.
Рід: *Stachys* L.
132. *Stachys sylvatica* L.

Порядок Asterales Link

Родина *Campanulaceae* Juss.

- Рід:** *Campanula* L.
133. *Campanula bononiensis* L.
134. *C. glomerata* L.
135. *C. latifolia* L.
136. *C. trachelium* L.

Родина *Asteraceae* Bercht. & J.Presl

- Рід:** *Achillea* L.
137. *Achillea micrantha* Willd.
Рід: *Achyrophorus* Adans.
138. *Achyrophorus maculatus* (L.) Scop.
Рід: *Ambrosia* L.
139. *Ambrosia artemisifolia* L.
Рід: *Arctium* L.
140. *Arctium tomentosum* Mill.
Рід: *Artemisia* L.
141. *Artemisia absinthium* L.

142. *A. vulgaris* L.
Рід: *Bidens* L.
143. *Bidens tripartita* L.
Рід: *Carduus* L.
144. *Carduus cinereus* Bieb.
Рід: *Centaurea* L.
145. *Centaurea jacea* L.
Рід: *Chamomilla* S. F. Gray.
146. *Chamomilla recutita* (L.) Rauschert
Рід: *Cichorium* L.
147. *Cichorium intybus* L.
Рід: *Cirsium* Mill.
148. *Cirsium arvense* (L.) Scop.
149. *C. vulgare* (Savi) Ten.
Рід: *Crepis* Klok.
150. *Crepis tristis* Klok.
Рід: *Erigeron* L.
151. *Erigeron canadensis* L.
Рід: *Eupatorium* L.
152. *Eupatorium cannabinum* L.
Рід: *Hieracium* L.
153. *Hieracium villosum* Jacq.
Рід: *Leucanthemum* Mill.
154. *Leucanthemum vulgare* Lam.
Рід: *Melilotus* Mill.
155. *Melilotus officinalis* (L.) Pall.
Рід: *Mycelis* Cass.
156. *Mycelis muralis* (L.) Dumort.
Рід: *Serratula* L.
157. *Serratula tinctoria* L.
Рід: *Stenactis* Cass.
158. *Stenactis anua* (L.) Nees
Рід: *Tanacetum* L.
159. *Tanacetum vulgare* L.
Рід: *Taraxacum* Wigg.
160. *Taraxacum officinale* Webb ex Wigg.
Рід: *Tragopogon* L.
161. *Tragopogon major* Jacq.

Рід: *Tussilago* L.

162. *Tussilago farfara* L.

Порядок Dipsacales Juss. ex Bercht. & J.Presl

Родина *Sambucaceae* Batsch ex Borkh.

Рід: *Sambucus* L.

163. *Sambucus nigra* L.

Родина *Viburnaceae* Raf.

Рід: *Viburnum* L.

164. *Viburnum opulus* L.

Порядок Ariales Nakai

Родина *Araliaceae* Juss.

Рід: *Aegopodium* L.

165. *Aegopodium podagraria* L.

Рід: *Anthriscus* Pers.

166. *Anthriscus nemorosa* (Bieb.) Spreng.

Рід: *Daucus* L.

167. *Daucus carota* L.

Рід: *Hedera* L.

168. *Hedera helix* L.

Рід: *Sanicula* L.

169. *Sanicula europaea* L.

Структура флори зрубів букових лісів Північної Буковини

Таблиця Д.2

Списки життєвих форм

Назва виду	Життєва форма за Серебряковим	Життєва форма за Раункієром
<i>Acer campestre</i>	Дер.	Ph.
<i>A. platanoides</i>	Дер.	Ph.
<i>A. pseudoplatanus</i>	Дер.	Ph.
<i>Achillea micrantha</i>	Бр.	НКг.
<i>Achyrophorus maculatus</i>	Бр.	НКг.
<i>Aegopodium podagraria</i>	Бр.	НКг., G.
<i>Agrostis tenuis</i>	Бр.	НКг.
<i>Ajuga reptans</i>	Бр.	НКг.
<i>Alliaria petiolata</i>	Дв.	НКг.
<i>Alopecurus pratensis</i>	Бр.	НКг.
<i>Ambrosia artemisifolia</i>	Од.	Т.
<i>Anemone nemorosa</i>	Бр.	НКг.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Бр.	НКг.
<i>Anthriscus nemorosa</i>	Бр.	НКг.
<i>Arctium tomentosum</i>	Дв.	НКг.
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Од.	Т.
<i>Artemisia absinthium</i>	Бр.	НКг.
<i>Artemisia vulgaris</i>	Бр.	НКг.
<i>Asarum europaeum</i>	Бр.	НКг.
<i>Asperula odorata</i>	Бр.	НКг.
<i>Athyrium filix-femina</i>	Бр.	НКг.
<i>Atropa bella-donna</i>	Бр.	НКг.
<i>Barbarea vulgaris</i>	Дв.	НКг.
<i>Betonica officinales</i>	Бр.	НКг.
<i>Bidens tripartita</i>	Од.	Т.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Бр.	НКг., G.
<i>Campanula bononiensis</i>	Бр.	НКг.
<i>C. glomerata</i>	Бр.	НКг.
<i>C. latifolia</i>	Бр.	НКг.
<i>C. trachelium</i>	Бр.	НКг.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Од.	Т.
<i>Cardamine pratensis</i>	Бр.	НКг.
<i>Carduus cinereus</i>	Од.	НКг.
<i>Carex digitata</i>	Бр.	НКг.

Продовження таблиці Д.2

Назва виду	Життєва форма за Серебряковим	Життєва форма за Раункієром
<i>C. leporina</i>	Бр.	НКг.
<i>C. pilosa</i>	Бр.	НКг.
<i>C. sylvatica</i>	Бр.	НКг.
<i>C. vulgaris</i>	Бр.	НКг.
<i>Carpinus betulus</i>	Дер.	Ph.
<i>Centaurea jacea</i>	Бр.	НКг.
<i>Cerastium sylvaticum</i>	Бр.	НКг.
<i>Cerasus avium</i>	Дер., Н/кущ	Ph.
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	Бр.	НКг.
<i>Chamomilla recutita</i>	Од.	Т.
<i>Chelidonium majus</i>	Бр.	НКг.
<i>Chenopodium album</i>	Од.	Т.
<i>Cichorium intybus</i>	Бр.	НКг.
<i>Circaea lutatiana</i>	Бр.	НКг.
<i>Cirsium arvense</i>	Бр.	Г.
<i>C. vulgare</i>	Дв.	НКг.
<i>Clinopodium vulgare</i>	Бр.	НКг.
<i>Convallaria majalis</i>	Бр.	Кр.
<i>Coronilla varia</i>	Бр.	НКг.
<i>Corydalis Halleri</i>	Бр.	Кр., Г.
<i>Corylus avellana</i>	Дер.	Ph.
<i>Crepis tristis</i>	Дв.	НКг.
<i>Cuscuta europaea</i>	Од.	Т.
<i>Dactylis glomerata</i>	Бр.	НКг.
<i>Daucus carota</i>	Од., Дв.	НКг.
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Бр.	НКг.
<i>Digitalis grandiflora</i>	Бр.	НКг.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Бр.	НКг.
<i>Elytrigia repens</i>	Бр.	Г.
<i>Epilobium lamyi</i>	Бр.	НКг.
<i>Epipactis latifolia</i>	Бр.	Кр.
<i>Equisetum arvense</i>	Бр.	Кр., Г.
<i>E. hyemale</i>	Бр.	Ch.
<i>Erigeron canadensis</i>	Од., Дв.	Т.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Бр.	НКг.
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Од.	Ch.
<i>E. cyparissus</i>	Бр.	НКг., Г.

Продовження таблиці Д.2

Назва виду	Життєва форма за Серебряковим	Життєва форма за Раункієром
<i>Fagus sylvatica</i>	Дер.	Ph.
<i>Festuca gigantea</i>	Бр.	НКг.
<i>F. pratensis</i>	Бр.	НКг.
<i>Ficaria verna</i>	Бр.	Кг., G.
<i>Fragaria vesca</i>	Бр.	НКг.
<i>Galeobdolon luteum</i>	Бр.	Ch.
<i>Galeopsis speciosa</i>	Од.	T.
<i>Galium aparine</i>	Од.	НКг.
<i>G. mollugo</i>	Бр.	НКг.
<i>G. verum</i>	Бр.	НКг.
<i>Geranium robertianum</i>	Од.	НКг.
<i>Geum rivale</i>	Бр.	НКг.
<i>G. urbanum</i>	Бр.	НКг.
<i>Glechoma hederica</i>	Бр.	НКг.
<i>G. hirsuta</i>	Бр.	НКг., G.
<i>Hedera helix</i>	Н/кущ	Ph.
<i>Hepatica nobilis</i>	Бр.	НКг.
<i>Hieracium villosum</i>	Бр.	НКг.
<i>Hypericum perforatum</i>	Бр.	НКг.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Од.	НКг.
<i>Juncus effusus</i>	Бр.	Кг.
<i>Lappula squarrosa</i>	Од., Дв.	НКг.
<i>Lathraea squamara</i>	Бр.	Кг.
<i>Lathyrus pratensis</i>	Бр.	НКг.
<i>L. sylvestris</i>	Бр.	НКг.
<i>L. vernus</i>	Бр.	НКг.
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Бр.	НКг.
<i>Linaria vulgaris</i>	Бр.	G.
<i>Lycopus europaeus</i>	Бр.	НКг.
<i>Lysimachia nummularia</i>	Бр.	НКг.
<i>Lythrum salicaria</i>	Бр.	НКг.
<i>Lotus corniculatus</i>	Бр.	НКг.
<i>Majanthemum bifolium</i>	Бр.	Кг.
<i>Medicago falcata</i>	Бр.	НКг.
<i>M. lupulina</i>	Од., Дв.	T., НКг.
<i>Melilotus officinalis</i>	Дв.	НКг.
<i>Mentha longifolia</i>	Бр.	НКг., G.

Продовження таблиці Д.2

Назва виду	Життєва форма за Серебряковим	Життєва форма за Раункієром
<i>Milium effusum</i>	Бр.	НКг.
<i>Mycelis muralis</i>	Бр.	НКг.
<i>Nardus stricta</i>	Бр.	НКг.
<i>Paris quadrifolia</i>	Бр.	Кг.
<i>Picea abies</i>	Дер.	Ph.
<i>Plantago major</i>	Дв.	НКг.
<i>Poa sylvicola</i>	Бр.	НКг.
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Од.	Кг.
<i>Polygonum aviculare</i>	Од.	Т.
<i>P. hydropiper</i>	Од.	Т.
<i>Populus alba</i>	Дер.	Ph.
<i>P. nigra</i>	Дер.	Ph.
<i>Potentilla erecta</i>	Бр.	НКг.
<i>Primula vulgaris</i>	Бр.	НКг.
<i>Prunella vulgaris</i>	Бр.	НКг.
<i>Prunus spinosa</i>	Дер., Н/кущ	nPh.
<i>Pulmonaria obscura</i>	Бр.	НКг.
<i>Quercus petraea</i>	Дер.	Ph.
<i>Q. robur</i>	Дер.	Ph.
<i>Ranunculus acris</i>	Бр.	НКг.
<i>R. cassubicus</i>	Бр.	НКг.
<i>R. repens</i>	Бр.	НКг.
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Дер.	Ph.
<i>Rosa canina</i>	Н/кущ	nPh.
<i>Rubus caesius</i>	Н/кущ	Ch.
<i>R. idaeus</i>	Н/кущ	НКг.
<i>Rubus serpens</i>	Н/кущ	НКг.
<i>Rumex confertus</i>	Бр.	НКг.
<i>Salix caprea</i>	Дер.	Ph.
<i>Salvia glutinosa</i>	Бр.	НКг.
<i>Sambucus nigra</i>	Н/кущ	Ph.
<i>Sanicula europaea</i>	Бр.	НКг.
<i>Scrophularia nodosa</i>	Бр.	НКг.
<i>Serratula tinctoria</i>	Бр.	НКг.
<i>Setaria glauca</i>	Од.	Т.
<i>Solanum dulcamara</i>	Бр.	Ch., nPh.
<i>Stachys sylvatica</i>	Бр.	НКг.

Закінчення таблиці Д.2

Назва виду	Життєва форма за Серебряковим	Життєва форма за Раункієром
<i>Stellaria media</i>	Од., Дв.	НКг.
<i>S. nemorum</i>	Бр.	НКг.
<i>Stenactis anua</i>	Од., Дв.	НКг.
<i>Swida sanguinea</i>	Дер., кущ	Ph.
<i>Tanacetum vulgare</i>	Бр.	НКг.
<i>Taraxacum officinale</i>	Бр.	НКг.
<i>Tilia cordata</i>	Дер.	Ph.
<i>Tragopogon major</i>	Дв.	НКг.
<i>Trifolium montanum</i>	Бр.	НКг.
<i>T. pratense</i>	Бр.	НКг.
<i>T. repens</i>	Бр.	НКг.
<i>Tussilago farfara</i>	Бр.	НКг.
<i>Urtica dioica</i>	Бр.	НКг.
<i>U. urens</i>	Од.	Т.
<i>Viburnum opulus</i>	Н/кущ	Ph.
<i>Veronica chamaedrys</i>	Бр.	Ch.
<i>Vicia cassubica</i>	Бр.	НКг.
<i>V. cracca</i>	Бр.	НКг.
<i>V. sylvatica</i>	Бр.	НКг.
<i>Vinca minor</i>	Бр.	Ch.
<i>Viola canina</i>	Бр.	НКг.
<i>V. hirta</i>	Бр.	НКг.
<i>V. palustris</i>	Бр.	НКг.
<i>V. tricolor</i>	Од., Дв.	НКг.

Умовні скорочення: *Життєві форми за Серебряковим*: Дер. – дерево, Н/кущ – напівкущ, Бр. – багаторічник, Дв. – дворічник, Од. – однорічник. *Життєві форми за Раункієром*: Т. – терофіт, Ph. – фанерофіт, пPh. – нанофанерофіт, Ch. – хамефіт, НКг. – гемікриптофіт, Кг. – криптофіт, G. – геофіт.

Таблиця Д.3

Еколого-ценотичні групи

Назва виду	Основна ЕЦГ	Основна і близькі ЕЦГ
<i>Acer campestre</i>	Nm	
<i>A. platanoides</i>	Nm	
<i>A. pseudoplatanus</i>	Nm	
<i>Achillea micrantha</i>	Pn	
<i>Aegopodium podagraria</i>	Nm	
<i>Agrostis tenuis</i>	Md	Pn
<i>Ajuga reptans</i>	Nm	NmNt
<i>Alliaria petiolata</i>	Nm	
<i>Alopecurus pratensis</i>	Md	MdNt
<i>Anemone nemorosa</i>	Nm	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Md	MdPn
<i>Anthriscus nemorosa</i>	Nm	NmMd
<i>Arctium tomentosum</i>	Md	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Md	
<i>Artemisia absinthium</i>	Md	
<i>A. vulgaris</i>	Md	MdNt
<i>Asarum europaeum</i>	Nm	
<i>Asperula odorata</i>	Nm	
<i>Athyrium filix-femina</i>	Nt	NtNmBr
<i>Barbarea vulgaris</i>	Md	MdNt
<i>Bidens tripartita</i>	Wt	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Br	
<i>Campanula bononiensis</i>	Md	
<i>Campanula glomerata</i>	Md	
<i>C. latifolia</i>	Nm	
<i>C. trachelium</i>	Nm	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Md	
<i>Cardamine pratensis</i>	Nt	NtNm
<i>Carex digitata</i>	Nm	
<i>Carex pilosa</i>	Nm	
<i>C. sylvatica</i>	Nm	
<i>Carpinus betulus</i>	Nm	
<i>Centaurea jacea</i>	Md	
<i>Cerasus avium</i>	Md	
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	Br	
<i>Chelidonium majus</i>	Nm	NmNtMd

Продовження таблиці Д.3

Назва виду	Основна ЕЦГ	Основна і близькі ЕЦГ
<i>Chenopodium album</i>	Md	
<i>Cichorium intybus</i>	Md	
<i>Circaea lutatiana</i>	Br	
<i>Cirsium arvense</i>	Md	
<i>C. vulgare</i>	Md	
<i>Clinopodium vulgare</i>	Md	
<i>Convallaria majalis</i>	Nm	
<i>Coronilla varia</i>	Md	
<i>Corydalis Halleri</i>	Nm	
<i>Corylus avellana</i>	Nm	NmNt
<i>Crepis tristis</i>	Md	
<i>Cuscuta europaea</i>	Md	MdNt
<i>Dactylis glomerata</i>	Md	
<i>Daucus carota</i>	Md	
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Nt	
<i>Digitalis grandiflora</i>	Md	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Nm	
<i>Elytrigia repens</i>	Md	
<i>Equisetum arvense</i>	Md	MdNt
<i>E. hyemale</i>	Nm	
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Nt	
<i>Fagus silvatica</i>	Nm	
<i>Festuca gigantea</i>	Nm	
<i>F. pratensis</i>	Md	
<i>Ficaria verna</i>	Nm	
<i>Fragaria vesca</i>	Md	MdPnBr
<i>Galeobdolon luteum</i>	Nm	
<i>Galeopsis speciosa</i>	Md	
<i>Galium mollugo</i>	Md	
<i>G. verum</i>	Md	
<i>Geranium robertianum</i>	Nm	NmNt
<i>Geum rivale</i>	Nt	
<i>G. urbanum</i>	Nm	
<i>Glechoma hederica</i>	Nm	NmMd
<i>G. hirsuta</i>	Nm	
<i>Hieracium villosum</i>	Md	
<i>Hypericum perforatum</i>	Md	

Продовження таблиці Д.3

Назва виду	Основна ЕЦГ	Основна і близькі ЕЦГ
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Nt	
<i>Juncus effusus</i>	Wt	WtNt
<i>Lappula squarrosa</i>	Md	
<i>Lathraea squamara</i>	Nm	
<i>Lathyrus pratensis</i>	Md	MdNt
<i>L. sylvestris</i>	Md	
<i>L. vernus</i>	Nm	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Md	MdPn
<i>Linaria vulgaris</i>	Md	
<i>Lotus corniculatus</i>	Md	
<i>Lycopus europaeus</i>	Wt	WtNt
<i>Lysimachia nummularia</i>	Nt	NtNm
<i>Lythrum salicaria</i>	Wt	
<i>Majanthemum bifolium</i>	Br	
<i>Medicago falcata</i>	Md	
<i>M. lupulina</i>	Md	
<i>Melilotus officinalis</i>	Md	
<i>Milium effusum</i>	Nm	
<i>Mycelis muralis</i>	Nm	
<i>Nardus stricta</i>	Md	MdPn
<i>Paris quadrifolia</i>	Nm	
<i>Picea abies</i>	Br	
<i>Plantago major</i>	Md	
<i>Poa sylvicola</i>	Nm	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Nm	
<i>Polygonum aviculare</i>	Md	
<i>Prunella vulgaris</i>	Md	
<i>Prunus spinosa</i>	Nm	NmMdPn
<i>Pulmonaria obscura</i>	Nm	
<i>Quercus petraea</i>	Nm	
<i>Quercus robur</i>	Nm	
<i>Ranunculus cassubicus</i>	Nm	
<i>R. repens</i>	Wt	WtBr
<i>R. acris</i>	Md	MdNt
<i>Rosa canina</i>	Md	
<i>Rubus caesius</i>	Nt	
<i>R. idaeus</i>	Br	BrNtWt

Закінчення таблиці Д.3

Назва виду	Основна ЕЦГ	Основна і близькі ЕЦГ
<i>Rumex confertus</i>	Md	MdNtWt
<i>Salix caprea</i>	Br	BrNmMd
<i>Scrophularia nodosa</i>	Nm	
<i>Serratula tinctoria</i>	Md	MdNtNm
<i>Solanum dulcamara</i>	Nt	
<i>Stachys sylvatica</i>	Nm	
<i>Stellaria media</i>	Nt	
<i>S. nemorum</i>	Nt	NtNm
<i>Tanacetum vulgare</i>	Md	
<i>Taraxacum officinale</i>	Md	
<i>Tilia cordata</i>	Nm	
<i>Tragopogon major</i>	Md	
<i>Trifolium pratensis</i>	Md	
<i>Tussilago farfara</i>	Md	MdNt
<i>Urtica dioica</i>	Nt	NtNm
<i>U. urens</i>	Md	
<i>Veronica chamaedrys</i>	Md	MdPnNm
<i>Viburnum opulus</i>	Nt	NtNmBr
<i>Vicia cassubica</i>	Md	MdPn
<i>V. cracca</i>	Md	MdPn
<i>V. sylvatica</i>	Md	MdBrNm
<i>Viola tricolor</i>	Md	
<i>V. canina</i>	Md	MdPn
<i>V. hirta</i>	Md	
<i>V. palustris</i>	Wt	WtOlg

Умовні скорочення: Еколого-ценотичні групи: Br – бореальна, Nm – неморальна, Nt – нітрофільна, Pn – борова, Md – лучно-стєпова, Wt – водно-болотна, Olg – оліготрофна.

Таблиця Д.4

Екобіоморфи за ставленням до температурного режиму клімату

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>A. campestre</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>A. platanoides</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>A. pseudoplatanus</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Achillea micrantha</i>	стенотоп	мезотерм
<i>Achyrophorus maculatus</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Agrostis tenuis</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Ajuga reptans</i>	гемістенотоп	мікротерм
<i>Alliaria petiolata</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Alopecurus pratensis</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Arctium tomentosum</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Artemisia absinthium</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>A. vulgaris</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Asperula odorata</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Athyrium filix-femina</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Atropa bella-donna</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Barbarea vulgaris</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Betonica officinales</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Bidens tripartita</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Campanula trachelium</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>C. glomerata</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>C. latifolia</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>C. trachelium</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	евритоп	субмікротерм
<i>Cardamine pratensis</i>	евритоп	субмікротерм
<i>Carex digitata</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>C. leporina</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>C. pilosa</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>C. silvatica</i>	гемістенотоп	субмезотерм

Продовження таблиці Д.4

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Carpinus betulus</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Centaurea jacea</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Chamomilla recutita</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Chelidonium majus</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Chenopodium album</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Circaea lutetiana</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Cirsium arvense</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>C. vulgare</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Clinopodium vulgare</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Convallaria majalis</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Coronilla varia</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Corylus avellana</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Daucus carota</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Deschampsia caespitosa</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Dryopteris filix-mas</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Elytrigia repens</i>	евритоп	субмікротерм
<i>Equisetum arvense</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>E. hyemale</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Erigeron canadensis</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Eupatorium cannabinum</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Euphorbia cyparissus</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Fagus sylvatica</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Festuca gigantea</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>F. pratensis</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Ficaria verna</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Fragaria vesca</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Galeobdolon luteum</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Galeopsis speciosa</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Galium verum</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>G. aparine</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>G. mollugo</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>G. verum</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Geranium robertianum</i>	гемістенотоп	субмезотерм

Продовження таблиці Д.4

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Cerasus avium</i>	гемістенотоп	мезотерм
<i>Geum rivale</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Geum urbanum</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Glechoma hederica</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>G. hirsuta</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Hedera helix</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Hieracium villosum</i>	гемістенотоп	мікротерм
<i>Hypericum perforatum</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Impatiens noli-tangere</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Juncus effusus</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Lathraea squamara</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Lathyrus vernus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>L. pratensis</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>L. vernus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Lotus corniculatus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Lycopus europaeus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Lysimachia nummularia</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Lythrum salicaria</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Majanthemum bifolium</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Medicago falcata</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>M. lupulina</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Melilotus officinalis</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Mentha longifolia</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Milium effusum</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Nardus stricta</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Paris quadrifolia</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Picea abies</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Plantago major</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотоп	мезотерм
<i>Polygonatum multiflorum</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Populus alba</i>	гемістенотоп	мезотерм

Продовження таблиці Д.4

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>P. nigra</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Potentilla erecta</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Prunus spinosa</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Pulmonaria obscura</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Quercus petraea</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Q. robur</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Ranunculus cassubicus</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>R. repens</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>R. acris</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотоп	мезотерм
<i>Rosa canina</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Rubus caesius</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>R. idaeus</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Rumex confertus</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Salix caprea</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Salvia glutinosa</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Sanicula europaea</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Serratula tinctoria</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Solanum dulcamara</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Stachys sylvatica</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Stellaria media</i>	евритоп	субмезотерм
<i>S. nemorum</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Tanacetum vulgare</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Taraxacum officinale</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Tilia cordata</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Tragopogon major</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Trifolium montanum</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>T. pratensis</i>	евритоп	субмезотерм
<i>T. repens.</i>	евритоп	субмезотерм
<i>Tussilago farfara</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Urtica urens</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>U. dioica</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>Veronica chamaedrys</i>	геміевритоп	субмікротерм

Закінчення таблиці Д.4

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Viburnum opulus</i>	геміевритоп	субмезотерм
<i>Vicia cassubica</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>V. cracca</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>V. sylvatica</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>Vinca minor</i>	гемістенотоп	субмезотерм
<i>Viola canina</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>V. hirta</i>	гемістенотоп	субмікротерм
<i>V. palustris</i>	геміевритоп	субмікротерм
<i>V. tricolor</i>	геміевритоп	субмікротерм

Таблиця Д.5

Екобіоморфи за ставленням до вологості клімату

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>A. platanoides</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>A. pseudoplatanus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Achillea micrantha</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Achyrophorus maculatus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Agrostis tenuis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Ajuga reptans.</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Alliaria petiolata</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Alopecurus pratensis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Arctium tomentosum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	гемістенотопна	еуаридофіти
<i>Artemisia absinthium</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>A. vulgaris</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Asarum europaeum</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Athyrium filix-femina</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Atropa bella-donna</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Barbarea vulgaris</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Betonica officinales</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Bidens tripartita</i>	гемістенотопна	семіаридофіт

Продовження таблиці Д.5

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Campanula trachelium</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>C. bononiensis</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>C. glomerata</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>C. latifolia</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>C. trachelium</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	геміевритопна	семіаридофіт
<i>Cardamine pratensis</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Carex digitata</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>C. leporina</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>C. pilosa</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>C. silvatica</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Carpinus betulus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Centaurea jacea</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Chamomilla recutita</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Chelidonium majus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Chenopodium album</i>	геміевритопна	семіаридофіт
<i>Cichorium intybus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Circaea lutatiana</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Cirsium arvense</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>C. vulgare</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Clinopodium vulgare</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Convallaria majalis</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Coronilla varia</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Corylus avellana</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Dactylis glomerata</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Daucus carota</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Deschampsia caespitosa</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Dryopteris filix-mas</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Elytrigia repens</i>	геміевритопна	семіаридофіт
<i>Equisetum arvense</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>E. hyemale</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Erigeron canadensis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Eupatorium cannabinum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Euphorbia cyparissus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт

Продовження таблиці Д.5

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Fagus sylvatica</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Festuca gigantea</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>F. pratensis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Ficaria verna</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Fragaria vesca</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Galeobdolon luteum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Galeopsis speciosa</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Galium aparine</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>G. mollugo</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>G. verum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Geranium robertianum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Cerasus avium</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Geum rivale</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>G. urbanum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Glechoma hederica</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>G. hirsuta</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Hedera helix</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Hieracium villosum</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Hypericum perforatum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Impatiens noli-tangere</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Lappula squarrosa</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Lathraea squamara</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Lathyrus vernus</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>L. pratensis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>L. vernus</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Linaria vulgaris</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Lotus corniculatus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Lycopus europaeus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Lysimachia nummularia</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Lythrum salicaria</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Maianthemum bifolium</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Medicago falcata</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>M. lupulina</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Melilotus officinalis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Mentha longifolia</i>	гемістенотопна	семіаридофіт

Продовження таблиці Д.5

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Milium effusum</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Nardus stricta</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Paris quadrifolia</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Picea abies</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Plantago major</i>	геміевритопна	семіаридофіт
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Polygonatum multiflorum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Polygonum hydropiper</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Populus alba</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>P. nigra</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Potentilla erecta</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Prunella vulgaris</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Prunus spinosa</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Pulmonaria obscura</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Quercus petraea</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Q. robur</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Ranunculus cassubicus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>R. repens</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>R. acris</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Robinia pseudoacacia</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Rosa canina</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Rubus caesius</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>R. idaeus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Rumex confertus</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Salix caprea</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Salvia glutinosa</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Sanicula europaea</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Scrophularia nodosa</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Serratula tinctoria</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Setaria glauca</i>	геміевритопна	семіаридофіт
<i>Solanum dulcamara</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>Stachys sylvatica</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Stellaria media</i>	геміевритопна	мезоаридофіт
<i>S. nemorum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт

Закінчення таблиці Д.5

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Tanacetum vulgare</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Taraxacum officinale</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Tilia cordata</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Tragopogon major</i>	стенотопна	семіаридофіт
<i>Trifolium montanum</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>T. pratensis</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>T. repens</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Tussilago farfara</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Urtica dioica</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>U. urens</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Veronica chamaedrys</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Viburnum opulus</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Vicia cassubica</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>V. sylvatica</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>Vinca minor</i>	гемістенотопна	семіаридофіт
<i>Viola canina</i>	стенотопна	мезоаридофіт
<i>V. palustris</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт
<i>V. tricolor</i>	гемістенотопна	мезоаридофіт

Таблиця Д.6

Екобіоморфи за ставленням до морозності клімату

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>A. campestre</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>A. platanoides</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>A. pseudoplatanus</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>Achillea micrantha</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>Achyrophorus maculatus</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Agrostis tenuis</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Ajuga reptans</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Alliaria petiolata</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Alopecurus pratensis</i>	евритопна	субкріофіт

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Arctium tomentosum</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Artemisia absinthium</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>A. vulgaris</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Asperula odorata</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Athyrium filix-femina</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Atropa bella-donna</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>Barbarea vulgaris</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Betonica officinales</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Bidens tripartita</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Campanula trachelium</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>C. glomerata</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>C. latifolia</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>C. trachelium</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Cardamine pratensis</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Carex digitata</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>C. leporina</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>C. pilosa</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>C. silvatica</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Carpinus betulus</i>	стенотопна	акріофіт
<i>Centaurea jacea</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Chamomilla recutita</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Chelidonium majus</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Chenopodium album</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Circaea lutatiana</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Cirsium arvense</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>C. vulgare</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Clinopodium vulgare</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Convallaria majalis</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Coronilla varia</i>	гемістенотопна	гемікріофіт

Продовження таблиці Д.6

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Corylus avellana</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Daucus carota.</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Deschampsia caespitosa</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Dryopteris filix-mas</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Elytrigia repens</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Equisetum arvense</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>E. hyemale</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Erigeron canadensis</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Eupatorium cannabinum</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Euphorbia cyparissus</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>Fagus silvatica</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Festuca gigantea</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>F. pratensis</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Ficaria verna</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Fragaria vesca</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Galeobdolon luteum</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Galeopsis speciosa</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Galium aparine</i>	евритопна	субкріофіт
<i>G. mollugo</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>G. verum</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Geranium robertianum</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Cerasus avium</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Geum rivale</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>G. urbanum</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Glechoma hederica</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>G. hirsuta</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Hedera helix</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Hieracium villosum</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Hypericum perforatum</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Impatiens noli-tangere</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Juncus effusus</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Lathraea squamara</i>	гемістенотопна	гемікріофіт

Продовження таблиці Д.6

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Lathyrus vernus</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>L. pratensis</i>	евритопна	гемікріофіт
<i>Lathyrus vernus</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Linaria vulgaris</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Lotus corniculatus</i>	геміевритопна	акріофіт
<i>Lycopus europaeus</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Lysimachia nummularia</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Lythrum salicaria</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Majanthemum bifolium</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Medicago falcata</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>M. lupulina</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Melilotus officinalis</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Mentha longifolia</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Milium effusum</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Nardus stricta</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Paris quadrifolia</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Picea abies</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Plantago major</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Polygonatum multiflorum</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Populus alba</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>P. nigra</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Potentilla erecta</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Prunella vulgaris</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Prunus spinosa</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Pulmonaria obscura</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Quercus petraea</i>	стенотопна	гемікріофіт
<i>Q. robur</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Ranunculus cassubicus</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>R. repens</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>R. acris</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Rosa canina</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Rubus caesius</i>	геміевритопна	гемікріофіт

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>R. idaeus</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>R. confertus</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Salix caprea</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Salvia glutinosa</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Sanicula europaea</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Serratula tinctoria</i>	стенотопна	субкріофіт
<i>Setaria glauca</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Solanum dulcamara</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Stachys sylvatica</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Stellaria media</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Stellaria nemorum</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Tanacetum vulgare</i>	геміевритопна	кріофіт
<i>Taraxacum officinale</i>	евритопна	гемікріофіт
<i>Tilia cordata</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Tragopogon major</i>	стенотопна	субкріофіт
<i>Trifolium montanum</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Trifolium pratensis</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Trifolium repens</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Tussilago farfara</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Urtica urens</i>	геміевритопна	гемікріофіт
<i>Urtica dioica</i>	евритопна	субкріофіт
<i>Veronica chamaedrys</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Viburnum opulus</i>	гемістенотопна	гемікріофіт
<i>Vicia cracca</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Vicia sylvatica</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Vinca minor</i>	гемістенотопна	акріофіт
<i>Viola canina</i>	гемістенотопна	субкріофіт
<i>Viloa hirta</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Viola tricolor</i>	геміевритопна	субкріофіт
<i>Viola palustris</i>	гемістенотопна	гемікріофіт

Таблиця Д.7

Екобіоморфи за ставленням до континентальності клімату

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>A. campestre</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>A. platanoides</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>A. pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>Achillea micrantha</i>	гемістенотопна	субконтинентал
<i>Achyrophorus maculatus</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Aegopodium podagraria</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Agrostis tenuis</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Ajuga reptans</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Alliaria petiolata</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Alopecurus pratensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Arctium tomentosum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Artemisia absinthium</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>A. vulgaris</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Asperula odorata</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Athyrium filix-femina</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Atropa bella-donna</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>Barbarea vulgaris</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Bidens tripartita</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Campanula trachelium</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>C. glomerata</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>C. latifolia</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>C. trachelium</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Cardamine pratensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Carex digitata</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Carex leporina</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>C. pilosa</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>C. silvatica</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Carpinus betulus</i>	геміевритопна	геміокеаніст

Продовження таблиці Д.7

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Centaurea jacea</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Chamomilla recutita</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Chelidonium majus</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Chenopodium album</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Circaea lutatiana</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Cirsium arvense</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>C. vulgare</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Clinopodium vulgare</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Convallaria majalis</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Coronilla varia</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Corylus avellana</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Daucus carota</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Deschampsia caespitosa</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Digitalis grandiflora</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Dryopteris filix-mas</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Elytrigia repens</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Equisetum arvense</i>	евритопна	геміокеаніст
<i>E. hyemale</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Erigeron canadensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Eupatorium cannabinum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Euphorbia cyparissus</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Fagus sylvatica</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Festuca gigantea</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>F. pratensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Ficaria verna</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Fragaria vesca</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Galeobdolon luteum</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Galeopsis speciosa</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Galium verum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>G. aparine</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>G. mollugo</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>G. verum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Geranium robertianum</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Cerasus avium</i>	гемістенотопна	субконтинентал

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Geum rivale</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>G. urbanum</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Glechoma hederica</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>G. hirsuta</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>Hedera helix</i>	гемістенотопна	субокеаніст
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Hieracium villosum</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Hypericum perforatum</i>	геміевритопна	субконтинентал
<i>Impatiens noli-tangere</i>	евритопна	геміокеаніст
<i>Juncus effusus</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Lathraea squamara</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Lathyrus vernus</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>L. pratensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>L. vernus</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Lotus corniculatus</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Lycopus europaeus</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Lysimachia nummularia</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Lythrum salicaria</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Majanthemum bifolium</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Medicago falcata</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>M. lupulina</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Melilotus officinalis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Mentha longifolia</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Milium effusum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Mycelis muralis</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Nardus stricta</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Paris quadrifolia</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Picea abies</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Plantago major</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотопна	субконтинентал
<i>Polygonatum multiflorum</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Populus alba</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>P. nigra</i>	геміевритопна	геміконтинентал

Продовження таблиці Д.7

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Potentilla erecta</i>	гемістенотопна	субконтинентал
<i>Prunella vulgaris</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Prunus spinosa</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Pulmonaria obscura</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Quercus petraea</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Q. robur</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Ranunculus cassubicus</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>R. repens</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>R. acris</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>Rosa canina</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Rubus caesius</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>R. idaeus</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Rumex confertus</i>	геміевритопна	субконтинентал
<i>Salix caprea</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Salvia glutinosa</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Sambucus nigra</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Sanicula europaea</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Serratula tinctoria</i>	гемістенотопна	геміконтинентал
<i>Setaria glauca</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Solanum dulcamara</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Stachys sylvatica</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Stellaria media</i>	евритопна	геміокеаніст
<i>S. nemorum</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Tanacetum vulgare</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Taraxacum officinale</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Tilia cordata</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Tragopogon major</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>Trifolium montanum</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>T. pratensis</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>T. repens</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Tussilago farfara</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>Urtica urens</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>U. dioica</i>	евритопна	геміконтинентал

Закінчення таблиці Д.7

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Veronica chamaedrys</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Viburnum opulus</i>	геміевритопна	геміконтинентал
<i>Vicia cassubica</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>V. cracca</i>	евритопна	геміконтинентал
<i>V. sylvatica</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Vinca minor</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>Viola canina</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>V. hirta</i>	геміевритопна	геміокеаніст
<i>V. palustris</i>	гемістенотопна	геміокеаніст
<i>V. tricolor</i>	геміевритопна	геміокеаніст

Таблиця Д.8

Екобіоморфи за ставленням до вологості ґрунту

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>A. campestre</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>A. platanoides</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>A. pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Achillea micrantha</i>	гемістенотопна	субксерофіт
<i>Achyrophorus maculatus</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Agrostis tenuis</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Ajuga reptans</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>Alliaria petiolata</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Alopecurus pratensis</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Arctium tomentosum</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	геміевритопна	субксерофіт
<i>Artemisia absinthium</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>A. vulgaris</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Asarum europaeum</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Asperula odorata</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Athyrium filix-femina</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>Atropa bella-donna</i>	стенотопна	гігромезофіт

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Barbarea vulgaris</i>	гемістенотопна	ксерофіт
<i>Bidens tripartita</i>	геміевритопна	пергідрофіт
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Campanula trachelium</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>C. glomerata</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>C. latifolia</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>C. trachelium</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	геміевритопна	субксерофіт
<i>Cardamine pratensis</i>	гемістенотопна	пергідрофіт
<i>Carex digitata</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>C. leporina</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>C. pilosa</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>C. silvatica</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Carpinus betulus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Centaurea jacea</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Chamomilla recutita</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Chelidonium majus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Chenopodium album</i>	евритопна	субмезофіт
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Circaea lutatiana</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Cirsium arvense</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>C. vulgare</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Clinopodium vulgare</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Convallaria majalis</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Coronilla varia</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Corylus avellana</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Daucus carota</i>	геміевритопна	субксерофіт
<i>Deschampsia caespitosa</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Dryopteris filix-mas</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Elytrigia repens</i>	евритопна	мезофіт
<i>Equisetum arvense</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>E. hyemale</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Erigeron canadensis</i>	геміевритопна	субксерофіт

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Eupatorium cannabinum</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Euphorbia cyparissus</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Fagus sylvatica</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Festuca gigantea</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>F. pratensis</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Ficaria verna</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Fragaria vesca</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Galeobdolon luteum</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Galeopsis speciosa</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Galium verum</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>G. aparine</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>G. mollugo</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>G. verum</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Geranium robertianum</i>	евритопна	мезофіт
<i>Cerasus avium</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Geum rivale</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>G. urbanum</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Glechoma hederica</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>G. hirsuta</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Hedera helix</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Hieracium villosum</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Hypericum perforatum</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Impatiens noli-tangere</i>	гемістенотопна	гірофіт
<i>Juncus effusus</i>	гемістенотопна	гірофіт
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритопна	субксерофіт
<i>Lathraea squamara</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Lathyrus vernus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>L. pratensis</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>L. vernus</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Lotus corniculatus</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Lycopus europaeus</i>	геміевритопна	гірофіт
<i>Lysimachia nummularia</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Lythrum salicaria</i>	геміевритопна	гірофіт
<i>Majanthemum bifolium</i>	стенотопна	гігромезофіт

Продовження таблиці Д.8

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Medicago falcata</i>	геміевритопна	субксерофіт
<i>M. lupulina</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Melilotus officinalis</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>Mentha longifolia</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Milium effusum</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Nardus stricta</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Paris quadrifolia</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Picea abies</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Plantago major</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Polygonatum multiflorum</i>	стенотопна	мезофіт
<i>Polygonum hydropiper</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>Populus alba</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>P. nigra</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Potentilla erecta</i>	гемістенотопна	субксерофіт
<i>Prunella vulgaris</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Prunus spinosa</i>	гемістенотопна	субмезофіт
<i>Pulmonaria obscura</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Quercus petraea</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Q. robur</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Ranunculus cassubicus</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>R. repens</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>R. acris</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Rosa canina</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Rubus caesius</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>R. idaeus</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>Rumex confertus</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Salix caprea</i>	гемістенотопна	гігрофіт
<i>Salvia glutinosa</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Sanicula europaea</i>	стенотопна	мезофіт
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Serratula tinctoria</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Setaria glauca</i>	гемістенотопна	мезофіт

Закінчення таблиці Д.8

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Solanum dulcamara</i>	геміевритопна	гігрофіт
<i>Stachys sylvatica</i>	стенотопна	гігромезофіт
<i>Stellaria media</i>	геміевритопна	субмезофіт
<i>S.nemorum</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Swida sanguinea</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Tanacetum vulgare</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Taraxacum officinale</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Tilia cordata</i>	гемістенотопна	гігромезофіт
<i>Tragopogon major</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Trifolium montanum</i>	стенотоп	ксерофіт
<i>T. pratensis</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>T. repens</i>	геміевритопна	мезофіт
<i>Tussilago farfara</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Urtica urens</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>U. dioica</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>Veronica chamaedrys</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Vicia cassubica</i>	стенотопна	мезофіт
<i>V. cracca</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>V.sylvatica.</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Vinca minor</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>Viola tricolor</i>	геміевритопна	гігромезофіт
<i>V. canina</i>	гемістенотопна	мезофіт
<i>V. palustris</i>	гемістенотопна	гігрофіт

Таблиця Д.9

Екобіоморфи за ставленням до кислотного режиму ґрунту

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>A. campestre</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>A. platanoides</i>	евритопна	ацидофіл
<i>A. pseudoplatanus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Achyrophorus maculatus</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Agrostis tenuis</i>	геміевритопна	перацидофіл

Продовження таблиці Д.9

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Ajuga reptans</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Alliaria petiolata</i>	стенотопна	субацидофіл
<i>Alopecurus pratensis</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	стенотопна	ацидофіл
<i>Arctium tomentosum</i>	стенотопна	нейтрофіл
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Artemisia absinthium</i>	евритопна	ацидофіл
<i>A. vulgaris</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Asperula odorata</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Athyrium filix-femina</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Atropa bella-donna</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Barbarea vulgaris</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Betonica officinales</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Bidens tripartita</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Campanula trachelium</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>C. glomerata</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>C. latifolia</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>C. trachelium</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Cardamine pratensis</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Carex digitata</i>	евритопна	ацидофіл
<i>C. leporina</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>C. pilosa</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>C. silvatica</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Carpinus betulus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Centaurea jacea</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Chamomilla recutita</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Chelidonium majus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Chenopodium album</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Circaea lutatiana</i>	стенотопна	субацидофіл
<i>Cirsium arvense</i>	евритопна	субацидофіл
<i>C. vulgare</i>	евритопна	ацидофіл

Продовження таблиці Д.9

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Clinopodium vulgare</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Convallaria majalis</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Coronilla varia</i>	стенотопна	нейтрофіл
<i>Corylus avellana</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Dactylis glomerata</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Daucus carota</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Deschampsia caespitosa</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотопна	ацидофіл
<i>Dryopteris filix-mas</i>	геміевритопна	ацидофіл
<i>Elytrigia repens</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Equisetum arvense</i>	евритопна	субацидофіл
<i>E. hyemale</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Erigeron canadensis</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Eupatorium cannabinum</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>Euphorbia cyparissus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Fagus sylvatica</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Festuca gigantea</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>F. pratensis</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Ficaria verna</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Fragaria vesca</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Galeobdolon luteum</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Galeopsis speciosa</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Galium verum</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>G. aparine</i>	гемістенотопна	субацидофіл
<i>G. mollugo</i>	евритопна	субацидофіл
<i>G. verum</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Geranium robertianum</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Cerasus avium</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Geum rivale</i>	евритопна	ацидофіл
<i>G. urbanum</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Glechoma hederica</i>	евритопна	субацидофіл
<i>G. hirsuta</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Hedera helix</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Hepatica nobilis</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Hypericum perforatum</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Impatiens noli-tangere</i>	геміевритопна	субацидофіл

Продовження таблиці Д.9

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Juncus effusus</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Lathraea squamara</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Lathyrus vernus</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>L. pratensis</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>L. vernus</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Lotus corniculatus</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Lycopus europaeus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Lysimachia nummularia</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Lythrum salicaria</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Majanthemum bifolium</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>Medicago falcata</i>	гемістенотопна	базифіл
<i>M. lupulina</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Melilotus officinalis</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Mentha longifolia</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Milium effusum</i>	стенотопна	ацидофіл
<i>Mycelis muralis</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Nardus stricta</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>Paris quadrifolia</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Picea abies</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Plantago major</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Poa sylvicola</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Polygonatum multiflorum</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Populus alba</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>P. nigra</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Potentilla erecta</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>Prunella vulgaris</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Prunus spinosa</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Pulmonaria obscura</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Quercus petraea</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Q. robur</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Ranunculus cassubicus</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>R. repens</i>	евритопна	субацидофіл
<i>R. acris</i>	евритопна	субацидофіл

Закінчення таблиці Д.9

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Robinia pseudoacacia</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Rosa canina</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Rubus caesius</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>R. idaeus</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Salix caprea</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Salvia glutinosa</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Sambucus nigra</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Sanicula europaea</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Serratula tinctoria</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Setaria glauca</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Solanum dulcamara</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Stachys sylvatica</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Stellaria media</i>	геміевритопна	нейтрофіл
<i>S. nemorum</i>	геміевритопна	ацидофіл
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Tanacetum vulgare.</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Taraxacum officinale</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Tilia cordata</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Tragopogon major</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Trifolium montanum</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>T. pratensis</i>	евритопна	субацидофіл
<i>T. repens</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Tussilago farfara</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Urtica urens</i>	евритопна	ацидофіл
<i>U. dioica</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Veronica chamaedrys</i>	евритопна	субацидофіл
<i>Viburnum opulus</i>	геміевритопна	субацидофіл
<i>Vicia cassubica</i>	геміевритопна	ацидофіл
<i>V. cracca</i>	евритопна	субацидофіл
<i>V. sylvatica</i>	гемістенотопна	нейтрофіл
<i>Vinca minor</i>	евритопна	ацидофіл
<i>Viola canina</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>V. hirta</i>	геміевритопна	перацидофіл
<i>V. palustris</i>	геміевритопна	перацидофіл

Таблиця Д.10

Екобіоморфи за ставленням до сольового режиму ґрунту

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>A. campestre</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>A. platanoides</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>A. pseudoplatanus</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Achillea micrantha</i>	геміевритопна	субглікотроф
<i>Achyrophorus maculatus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Aegopodium podagraria</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Agrostis tenuis</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Ajuga reptans</i>	стенотопна	мезотроф
<i>Alliaria petiolata</i>	стенотопна	семіевтроф
<i>Alopecurus pratensis</i>	геміевритопна	субглікотроф
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Arctium tomentosum</i>	гемістенотопна	евтроф
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Artemisia absinthium</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>A. vulgaris</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Asperula odorata</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Athyrium filix-femina</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Atropa bella-donna</i>	стенотопна	семіевтроф
<i>Barbarea vulgaris</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Betonica officinales</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Bidens tripartita</i>	евритопна	евтроф
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Campanula trachelium</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>C. glomerata</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>C. latifolia</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>C. trachelium</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Cardamine pratensis</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Carex digitata</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>C. leporina</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>C. pilosa</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>C. silvatica</i>	геміевритопна	мезотроф

Продовження таблиці Д.10

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Carpinus betulus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Centaurea jacea</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Chamomilla recutita</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Chelidonium majus</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Chenopodium album</i>	евритопна	евтроф
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Circaea lutatiana</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Cirsium arvense</i>	геміевритопна	субглікотроф
<i>C. vulgare</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Clinopodium vulgare</i>	гемістенотопна	семіоліготроф
<i>Convallaria majalis</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Coronilla varia</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Corylus avellana</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Daucus carota</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Deschampsia caespitosa</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Digitalis grandiflora</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Dryopteris filix-mas</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Elytrigia repens</i>	евритопна	евтроф
<i>Equisetum arvense</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>E. hyemale</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Erigeron canadensis</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Eupatorium cannabinum</i>	стенотопна	семіевтроф
<i>Euphorbia cyparissus</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Fagus sylvatica</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Festuca gigantea</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>F. pratensis</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Ficaria verna</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Fragaria vesca</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Galeobdolon luteum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Galeopsis speciosa</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Galium aparine</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>G. mollugo</i>	евритопна	евтроф
<i>Geranium robertianum</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Cerasus avium</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Geum rivale</i>	геміевритопна	мезотроф

Продовження таблиці Д.10

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>G. urbanum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Glechoma hederica</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>G. hirsuta</i>	стенотопна	семіевтроф
<i>Hedera helix</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Hepatica nobilis</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Hieracium villosum</i>	гемістенотопна	евтроф
<i>Hypericum perforatum</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Impatiens noli-tangere</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Juncus effusus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Lappula squarrosa</i>	гемістенотопна	евтроф
<i>Lathraea squamara</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Lathyrus vernus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Lathyrus pratensis</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>L. vernus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Lotus corniculatus</i>	евритопна	евтроф
<i>Lycopus europaeus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Lysimachia nummularia</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Lythrum salicaria</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Majanthemum bifolium</i>	гемістенотопна	семіоліготроф
<i>Medicago falcata</i>	евритопна	евтроф
<i>M. lupulina</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Melilotus officinalis</i>	евритопна	евтроф
<i>Mentha longifolia</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Milium effusum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Nardus stricta</i>	гемістенотопна	семіоліготроф
<i>Paris quadrifolia</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Picea abies</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Plantago major</i>	евритопна	евтроф
<i>Poa sylvicola</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Polygonatum multiflorum</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Populus alba</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>P. nigra</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Potentilla erecta</i>	геміевритопна	семіевтроф

Продовження таблиці Д.10

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Prunella vulgaris</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>Prunus spinosa</i>	геміевритопна	семіевтроф
<i>Pulmonaria obscura</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Quercus petraea</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Q. robur</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Ranunculus cassubicus</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>R. repens</i>	геміевритопна	евтроф
<i>R. acris</i>	евритопна	евтроф
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Rosa canina</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Rubus caesius</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>R. idaeus</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Rumex confertus</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Salix caprea</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Salvia glutinosa</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Scrophularia nodosa</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Serratula tinctoria</i>	стенотопна	мезотроф
<i>Setaria glauca</i>	евритопна	евтроф
<i>Solanum dulcamara</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Stachys sylvatica</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>Stellaria media</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>S. nemorum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Swida sanguinea</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Tanacetum vulgare</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Taraxacum officinale</i>	геміевритопна	евтроф
<i>Tilia cordata</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Trifolium montanum</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>T. pratensis</i>	евритопна	семіевтроф
<i>T. repens</i>	евритопна	евтроф
<i>Tussilago farfara</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Urtica urens</i>	гемістенотопна	семіевтроф
<i>U. dioica</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Vicia cracca</i>	геміевритопна	евтроф
<i>V. sylvatica</i>	гемістенотопна	мезотроф
<i>Vinca minor</i>	гемістенотопна	семіевтроф

Продовження таблиці Д.10

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Viola canina</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>V. hirta</i>	геміевритопна	мезотроф
<i>V. palustris</i>	гемістенотопна	мезотроф

Таблиця Д.11

Екобіоморфи за ставленням до вмісту засвоюваних форм нітрогену

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Acer pseudoplatanus</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>A. campestre</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>A. platanoides</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>A. pseudoplatanus</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Achyrophorus maculatus</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Aegopodium podagraria</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Agrostis tenuis</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Ajuga reptans</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Alliaria petiolata</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Alopecurus pratensis</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Arctium tomentosum</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Artemisia absinthium</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>A. vulgaris</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Asarum europaeum</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Asperula odorata</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Athyrium filix-femina</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Atropa bella-donna</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Barbarea vulgaris</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Betonica officinales</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Bidens tripartita</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Campanula trachelium</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>C. bononiensis</i>	гемістенотопна	субанітрофіл
<i>C. glomerata</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>C. latifolia</i>	гемістенотопна	еунітрофіл

Продовження таблиці Д.11

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>C. trachelium</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Cardamine pratensis</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Carex digitata</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>C. leporina</i>	гемістенотопна	гемінітрофіл
<i>C. pilosa</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>C. silvatica</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Carpinus betulus</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Centaurea jacea</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Chamomilla recutita</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Chelidonium majus</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Chenopodium album</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Cichorium intybus</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Circaea lutatiana</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Cirsium arvense</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>C. vulgare</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Clinopodium vulgare</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Convallaria majalis</i>	гемістенотопна	гемінітрофіл
<i>Coronilla varia</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Corylus avellana</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Dactylis glomerata</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Daucus carota</i>	гемістенотопна	гемінітрофіл
<i>Deschampsia caespitosa</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Digitalis grandiflora</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Dryopteris filix-mas</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Elytrigia repens</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Equisetum arvense</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>E. hyemale</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Erigeron canadensis</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Eupatorium cannabinum</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Euphorbia cyparissus</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Fagus silvatica</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Festuca gigantea</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>F. pratensis</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Ficaria verna</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Fragaria vesca</i>	гемістенотопна	нітрофіл

Продовження таблиці Д.11

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Galeobdolon luteum</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Galeopsis speciosa</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Galium verum</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>G. aparine</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>G. mollugo</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>G. verum</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Geranium robertianum</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Cerasus avium</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Geum rivale</i>	гемістенотопна	гемінітрофіл
<i>G. urbanum</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Glechoma hederica</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>G. hirsuta</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Hedera helix</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Hepatica nobilis</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Hypericum perforatum</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Impatiens noli-tangere</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Juncus effusus</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Lappula squarrosa</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Lathraea squamara</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Lathyrus vernus</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>L. pratensis</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>L. vernus</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Linaria vulgaris</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Lotus corniculatus</i>	гемістенотопна	субанітрофіл
<i>Lycopus europaeus</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Lysimachia nummularia</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Lythrum salicaria</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Majanthemum bifolium</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>Medicago falcata</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>M. lupulina</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Melilotus officinalis</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Mentha longifolia</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Milium effusum L.</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Mycelis muralis</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Nardus stricta</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Paris quadrifolia</i>	гемістенотопна	нітрофіл

Продовження таблиці Д.11

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Picea abies</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Plantago major</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Poa sylvicola</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Polygonatum multiflorum</i>	гемістенотопна	гемінітрофіл
<i>Polygonum hydropiper</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Populus alba</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>P. nigra</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Potentilla erecta</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Prunella vulgaris</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Prunus spinosa</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Pulmonaria obscura</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Quercus petraea</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Q. robur</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Ranunculus cassubicus</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>R. repens</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>R. acris</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Robinia pseudoacacia</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Rosa canina</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Rubus caesius</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>R. idaeus</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Salix caprea</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Salvia glutinosa</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Sambucus nigra</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Sanicula europaea</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Scrophularia nodosa</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Serratula tinctoria</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Setaria glauca</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Solanum dulcamara</i>	гемістенотопна	еунітрофіл
<i>Stachys sylvatica</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Stellaria media</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>S. nemorum</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Swida sanguinea</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Tanacetum vulgare</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Taraxacum officinale</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Tilia cordata</i>	геміевритопна	гемінітрофіл
<i>Tragopogon major</i>	геміевритопна	гемінітрофіл

Закінчення таблиці Д.11

Назва виду	Ширина амплітуди толерантності	Екобіоморфа
<i>Trifolium montanum</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>T. pratensis</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>T. repens</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Tussilago farfara</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Urtica urens</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>U. dioica</i>	геміевритопна	нітрофіл
<i>Veronica chamaedrys</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Viburnum opulus</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Vicia cassubica</i>	геміевритопна	субанітрофіл
<i>V. cracca</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>V. sylvatica</i>	евритопна	гемінітрофіл
<i>Vinca minor</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>Viola canina</i>	гемістенотопна	субанітрофіл
<i>V. hirta</i>	гемістенотопна	субанітрофіл
<i>V. tricolor</i>	гемістенотопна	нітрофіл
<i>V. palustris</i>	евритопна	гемінітрофіл

Аналіз конкурентної агресивності флори зрубів букових лісів Північної Буковини

Таблиця Д.12

Період цвітіння видів рослин зрубів букових лісів

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>Acer campestre</i>		+	+					
<i>A. platanoides</i>		+	+					
<i>A. pseudoplatanus</i>			+	+				
<i>Achillea micrantha</i>						+	+	
<i>Achyrophorus maculatus</i>				+	+			
<i>Aegopodium podagraria</i>			+	+	+			
<i>Agrostis tenuis</i>				+	+	+		
<i>Ajuga reptans</i>			+	+				
<i>Alliaria petiolata</i>		+	+	+				
<i>Alopecurus pratensis</i>			+	+				
<i>Ambrosia artemisifolia</i>					+	+	+	

Продовження таблиці Д.12

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>Anemone nemorosa</i>		+	+					
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			+	+				
<i>Anthriscus nemorosa</i>				+	+			
<i>Arctium tomentosum</i>					+	+	+	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			+	+	+	+	+	
<i>Artemisia absinthium</i>					+	+	+	
<i>A. vulgaris</i>					+	+		
<i>Asarum europaeum</i>	+	+	+					
<i>Asperula odorata</i>			+	+				
<i>Athyrium filix-femina</i>				+	+	+		
<i>Atropa bella-donna</i>				+	+	+		
<i>Barbarea vulgaris</i>		+	+					
<i>Betonica officinales</i>				+	+	+	+	
<i>Bidens tripartita</i>					+	+	+	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>				+	+			
<i>Campanula bononiensis</i>					+	+		
<i>C. glomerata</i>				+	+	+		
<i>C. latifolia</i>					+	+		
<i>C. trachelium</i>				+	+			
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		+	+	+	+	+	+	
<i>Cardamine pratensis</i>			+	+				
<i>Carduus cinereus</i>				+	+			
<i>Carex digitata</i>			+					
<i>C. leporina</i>			+	+				
<i>C. pilosa</i>		+	+					
<i>C. sylvatica</i>			+	+				
<i>C. vulgaris</i>			+	+				
<i>Carpinus betulus</i>	+	+						
<i>Centaurea jacea</i>				+	+	+		
<i>Cerastium sylvaticum</i>				+	+	+		
<i>Cerasus avium</i>		+	+					
<i>Chamaenerion angustifolium</i>				+	+	+	+	
<i>Chamomilla recutita</i>		+	+	+	+	+	+	
<i>Chelidonium majus</i>					+	+	+	
<i>Chenopodium album</i>					+	+	+	
<i>Cichorium intybus</i>				+	+	+		

Продовження таблиці Д.12

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>Circaea lutetiana</i>				+	+	+	+	+
<i>Cirsium arvense</i>		+	+	+	+	+	+	
<i>C. vulgare (Savi) Ten.</i>				+	+	+	+	
<i>Clinopodium vulgare L.</i>				+	+	+		
<i>Convallaria majalis</i>		+	+					
<i>Coronilla varia</i>			+	+	+	+	+	
<i>Corydalis halleri</i>	+	+						
<i>Corylus avellana</i>	+	+						
<i>Crepis tristis</i>				+	+	+		
<i>Cuscuta europaea</i>				+	+	+		
<i>Dactylis glomerata</i>			+	+	+	+		
<i>Daucus carota</i>				+	+			
<i>Deschampsia caespitosa</i>				+	+			
<i>Digitalis grandiflora</i>				+	+	+		
<i>Dryopteris filix-mas</i>					+	+		
<i>Elytrigia repens</i>				+	+			
<i>Epilobium lamyi</i>				+	+			
<i>Epipactis latifolia</i>				+	+			
<i>Equisetum arvense</i>	+	+						
<i>E. hyemale</i>					+	+		
<i>Erigeron canadensis</i>					+	+	+	
<i>Eupatorium cannabinum</i>				+	+	+		
<i>Euphorbia amygdaloides</i>		+	+					
<i>E. cyparisus</i>			+	+				
<i>Fagus sylvatica</i>		+	+					
<i>Festuca gigantea</i>				+	+	+		
<i>F. pratensis</i>				+	+			
<i>Ficaria verna</i>		+	+					
<i>Fragaria vesca</i>			+	+				
<i>Galeobdolon luteum</i>			+	+				
<i>Galeopsis speciosa</i>				+	+	+	+	
<i>Galium aparine</i>			+	+	+	+	+	
<i>G. mollugo</i>				+	+	+		
<i>G. verum</i>				+	+	+	+	
<i>Geranium robertianum</i>				+	+	+	+	
<i>Geum rivale</i>			+	+	+			

Продовження таблиці Д.12

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>G. urbanum</i>			+		+			
<i>Glechoma hederacea</i>				+	+			
<i>G. hirsuta</i>			+	+	+			
<i>Hedera helix</i>							+	+
<i>Hepatica nobilis</i>	+	+	+					
<i>Hieracium villosum</i>					+	+		
<i>Hypericum perforatum</i>				+	+	+		
<i>Impatiens noli-tangere</i>					+	+		
<i>Juncus effusus</i>				+	+			
<i>Lappula squarrosa</i>			+	+	+	+	+	
<i>Lathraea squamara</i>		+	+					
<i>Lathyrus pratensis</i>				+	+			
<i>L. sylvestris</i>				+	+			
<i>L. vernus</i>		+	+					
<i>Leucanthemum vulgare</i>				+	+	+		
<i>Linaria vulgaris</i>				+	+	+		
<i>Lycopus europaeus</i>					+	+	+	
<i>Lysimachia nummularia</i>				+	+	+		
<i>Lythrum salicaria</i>				+	+	+	+	
<i>Lotus corniculatus</i>						+	+	
<i>Majanthemum bifolium</i>			+	+				
<i>Medicago falcata</i>			+	+	+	+		
<i>M. lupulina</i>			+	+	+	+		
<i>Melilotus officinalis</i>				+	+	+		
<i>Mentha longifolia</i>					+	+		
<i>Milium effusum</i>			+	+	+			
<i>Mycelis muralis</i>				+	+	+		
<i>Nardus stricta</i>			+	+				
<i>Paris quadrifolia</i>			+					
<i>Picea abies</i>			+	+				
<i>Plantago major</i>				+	+	+	+	
<i>Poa sylvicola</i>			+	+	+	+	+	
<i>Polygonatum multiflorum</i>			+	+				
<i>Polygonum aviculare</i>			+	+	+	+	+	+
<i>P. hydropiper</i>					+	+	+	+
<i>Populus alba</i>	+	+	+					

Продовження таблиці Д.12

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>P. nigra</i>		+						
<i>Potentilla erecte</i>				+	+			
<i>Primula vulgaris</i>	+	+						
<i>Prunella vulgaris</i>				+	+	+	+	
<i>Prunus spinosa</i>		+	+					
<i>Pulmonaria obscura</i>		+	+					
<i>Quercus petraea</i>		+	+					
<i>Q. robur</i>			+					
<i>Ranunculus acris</i>			+	+	+	+	+	
<i>R. cassubics</i>		+	+	+				
<i>R. repens</i>			+	+				
<i>Robinia pseudoacacia</i>			+	+				
<i>Rosa canina</i>			+	+				
<i>Rubus caesius</i>				+	+			
<i>R. idaeus</i>			+	+				
<i>R. serpens</i>					+			
<i>Rumex confertus</i>				+	+			
<i>Salix caprea</i>		+	+					
<i>Salvia glutinosa</i>				+	+	+		
<i>Sambucus nigra</i>			+	+				
<i>Sanicula europaea</i>			+	+				
<i>Scrophularia nodosa</i>			+	+	+	+		
<i>Serratula tinctoria</i>					+	+	+	
<i>Setaria glauca</i>				+	+	+	+	
<i>Solanum dulcamara</i>				+	+			
<i>Stachys sylvatica</i>				+	+			
<i>Stellaria media</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. nemorum</i>			+	+	+			
<i>Stenactis anua</i>					+	+		
<i>Swida sanguinea</i>			+	+				
<i>Tanacetum vulgare</i>				+	+	+	+	
<i>Taraxacum officinale</i>		+	+	+	+	+	+	
<i>Tilia cordata</i>				+	+			
<i>Tragopogon major</i>			+	+	+	+	+	
<i>Trifolium montanum</i>			+	+	+			
<i>T. pratense</i>			+	+	+	+	+	

Закінчення таблиці Д.12

Назва виду	Місяці							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>T. repens</i>			+	+	+	+	+	
<i>Tussilago farfara</i>	+	+	+					
<i>Urtica dioica</i>				+	+	+	+	
<i>U. urens</i>			+	+	+	+	+	
<i>Veronica chamaedrys</i>			+	+	+	+		
<i>Viburnum opulus</i>			+	+				
<i>Vicia cassubica</i>				+	+	+		
<i>V. cracca</i>			+	+	+			
<i>V. sylvatica</i>				+	+			
<i>Vinca minor</i>			+	+				
<i>Viola canina</i>		+	+	+				
<i>V. hirta</i>		+	+					
<i>V. palustris</i>		+	+	+				
<i>V. tricolor</i>			+	+	+	+		

**Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території
СПБ із лісовим типом відновлення рослинного покриву**

- Acer platanoides* L.
A. campestre L.
A. pseudoplatanus L.
Achillea micrantha Willd.
A. nobilis L.
Achyrophorus maculatus (L.) Scop.
Acinos arvensis (Lam.) Dandy
Actaea spicata L.
Adenophora lilifolia (L.) A. DC.
Aegopodium podagraria L.
Aethusa cynapium L.
Agrimonia eupatoria L.
Agrostis tenuis Sibth.
Ajuga genevensis L.
Ajuga reptans L.
Alliaria petiolata (M. Bieb.)
Cavara et Grande
Allium oleraceum L.
A. ursinum L.
Alnus incana (L.) Moench
Alopecurus geniculatus L.
Althaea officinalis L.
Anagallis arvensis L.
Anchusa officinalis L.
Androsace septentrionalis L.
Anemone nemorosa L.
Anemonoides nemorosa (L.) Holub
A. ranunculoides (L.) Holub
Angelica sylvestris L.
Anthemis arvensis L.
Anthericum ramosum L.
Anthoxanthum odoratum L.
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.
Aquilegia vulgaris L.
Arabis sagittata (Bertol.) DC.
Arctium lappa L.
A. minus (Hill) Bernh.
A. tomentosum Mill.
Arenaria serpyllifolia L.
Aristolochia clematitis L.
Arrhenatherum elatius (L.) P.
Beauv. ex J.Presl & C.Presl
Artemisia absinthium L.
A. vulgaris L.
Aruncus vulgaris Rafin.
Asarum europaeum L.
Asperugo procumbens L.
Asperula cynanchica L.
A. odorata L.
Aster amellus L.
Astragalus cicer L.
A. danicus Retz.
A. glycyphyllos L.
Astrantia major L.
Athyrium filix-femina (L.) Roth
Atriplex patula L.
Atropa bella-donna L.
Ballota nigra L.
Barbarea vulgaris R. Br.
Bellis perennis L.
Berberis vulgaris L.
Betula pendula Roth

B. pubescens Ehrh.
Borago officinalis L.
Botrychium virginianum (L.) Sw.
Brachypodium pinnatum (L.) Beauv.
B. sylvaticum (Huds.) Beauv.
Briza media L.
Bromopsis benekenii (Lange) Holub
Bromus arvensis L.
B. commutatus Schrad.
B. mollis L.
B. secalinus L.
Bryonia alba L.
Buglossoides arvensis (L.) I. M. Johnst.
Bunias orientalis L.
Bupleurum falcatum L.
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth
Calluna vulgaris (L.) Hull
Calystegia sepium (L.) R. Br.
Campanula bononiensis L.
C. cervicaria L.
C. glomerata L.
C. latifolia L.
C. patula L.
C. persicifolia L.
C. rapunculoides L.
C. rapunculus L.
C. rotundifolia L.
C. sibirica L.
C. trachelium L.
Cannabis ruderalis Janisch.
Cardamine flexuosa With.

C. impatiens L.
Carduus acanthoides L.
C. cinereus Bieb.
Carex brizoides L.
C. capillaris L.
C. caryophyllea Latourr.
C. contigua Hoppe
C. digitata L.
C. distans L.
C. ericetorum Poll.
C. hirta L.
C. humilis Leys.
C. leporina L.
C. montana L.
C. muricata L.
C. nigra (L.) Reichard
C. panicea L.
C. pilosa Scop.
C. remota L.
C. rhizina Blytt ex Lindbl.
C. serotina Merat
C. sylvatica Huds.
C. tomentosa L.
Carpinus betulus L.
Carum carvi L.
Centaurea jacea L.
C. pseudophrygia C.A. Mey.
Centaurea scabiosa L.
Centaureum erythraea Rafn
C. pulchellum (Sw.) Druce
Cephalanthera damasonium (Mill.) Druce
C. longifolia (L.) Fritsch

Cerastium arvense L.
C. sylvaticum Waldst. et. Kit.
Cerasus fruticosa Pall.
Chaerophyllum bulbosum L.
C. temulum L.
Chamaecytisus austriacus (L.) Link
Chamomilla recutita (L.) Rauschert
Chelidonium majus L.
Chenopodium bonus-henricus L.
C. foliosum Aschers.
Circaea alpina L.
C. lutetiana L.
Cirsium oleraceum (L.) Scop.
C. arvense (L.) Scop.
C. rivulare (Jacq.) All.
C. vulgare (Savi) Ten.
Clematis integrifolia L.
C. recta L.
Clinopodium vulgare L.
Cnidium dubium (Schkuhr) Thell
Colchicum autumnale L.
Conium maculatum L.
Consolida regalis S. F. Gray
Convallaria majalis L.
Cornus mas L.
Coronaria flos-cuculi (L.) A. Br.
Coronilla varia L.
Coronopus squamatus (Forssk.)
 Asch.
C. cava (L.) Schweigg. et Koerte
C. intermedia (L.) Merat
C. halleri Willd.
C. marschalliana Pers.

C. solida (L.) Clairv.
Corylus avellana L.
Corynephorus canescens (L.) P.
 Beauv.
Cotinus coggygria Scop.
Crataegus curvisepala Lindm.
Crepis capillaris (L.) Wallr.
C. praemorsa (L.) Tausch
C. tectorum L.
C. tristis Klok.
Crinitaria linosyris (L.) Less.
Cruciata glabra (L.) Ehrend.
C. laevipes Opiz
Cucubalus baccifer L.
Cynoglossum officinale L.
Cynosurus cristatus L.
Cytisus nigricans L.
Dactylis glomerata L.
D. polygama Horv.
Dactylorhiza fuchsii (Druce) Soo
D. majalis (Rchb.) Hunt & Summerh.
Daphne mezereum L.
Datura stramonium L.
Daucus carota L.
Dentaria bulbifera L.
Dianthus carthusianorum L.
D. deltoides L.
D. fischeri Spreng.
Dictamnus albus L.
Digitalis grandiflora Mill.
Dipsacus pilosus L.
Draba nemorosa L.
Dracocephalum ruyschiana L.

Dryopteris austriaca (Jacq.)
 Woyнар ex Schinz et
D. carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs
D. cristata (L.) A. Gray
D. filix-mas (L.) Schott
Echium vulgare L.
Eleocharis quinqueflora
 (Hartmann) O. Schwarz
Epilobium collinum C.C. Gmel
E. hirsutum L.
E. montanum L.
E. obscurum Schreb.
E. roseum Schreb.
E. tetragonum L.
Epipactis atrorubens (Hoffm. ex
 Bernh.) Schult.
E. helleborine (L.) Crantz
E. palustris (L.) Crantz
Epipogium aphyllum (F. W.
 Schmidt) Sw.
Equisetum arvense L.
E. hyemale L.
E. ramosissimum Desf.
Erigeron acris L.
E. canadensis L.
Euonymus europaea L.
E. verrucosa Scop.
Eupatorium cannabinum L.
Euphorbia amygdaloides L.
E. cyparissias L.
E. esula L.
E. helioscopia L.
E. peplus L.
Euphrasia hirtella Jord. ex Reut.
E. montana Jord.
E. rostkoviana Hayne
E. stricta D. Wolff ex J. F. Lehm.
Fagus sylvatica L.
Fallopia dumetorum (L.) Holub
Festuca gigantea (L.) Vill.
F. pratensis Huds.
Ficaria verna Huds.
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.
F. vulgaris Moench
Fragaria moschata Duch.
F. vesca L.
F. viridis Duch.
F. alnus Mill.
Fraxinus excelsior L.
F. ornus L.
Fritillaria meleagris L.
Fumaria officinalis L.
Gagea lutea (L.) Ker Gawl.
G. minima (L.) Ker Gawl.
Galanthus nivalis L.
Galeobdolon luteum Huds.
Galeopsis pubescens Besser
G. speciosa Mill.
Galium aparine L.
G. intermedium Schult.
G. odoratum (L.) Scop.
G. tinctorium (L.) Scop.
G. verum L.
Genista germanica L.
G. tinctoria L.
Gentiana cruciata L.

G. pneumonanthe L.
Gentianella amarella (L.) Boern.
Geranium bohemicum L.
G. molle L.
G. pratense L.
G. pusillum L.
G. pyrenaicum Burm. f.
G. robertianum L.
G. sanguineum L.
G. sibiricum L.
G. sylvaticum L.
Geum rivale L.
G. urbanum L.
Glechoma hederacea L.
G. hirsuta Waldst. & Kit.
Goodyera repens (L.) R. Br.
Grossularia reclinata (L.) Mill.
Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
Gymnocarpium dryopteris (L.)
 Newm.
Hedera helix L.
Helichrysum arenarium (L.)
 Moench
Helictotrichon pubescens
 (Huds.) Pilg.
Hepatica nobilis Mill.
Herminium monorchis (L.) R. Br.
Herniaria glabra L.
Hesperis matronalis L.
Hieracium auricula L.
H. murorum L.
H. pilosella L.
Hierochloe odorata (L.) Beauv.

Holcus lanatus L.
H. mollis L.
Hordelymus europaeus (L.) Harz
Humulus lupulus L.
Hyoscyamus niger L.
Hypericum maculatum Crantz
H. perforatum L.
Hypopitys monotropa Crantz
Hyssopus officinalis L.
Impatiens noli-tangere L.
I. parviflora DC.
Inula helenium L.
I. salicina L.
Isopyrum thalictroides L.
Juncus articulatus L.
J. atratus Krock.
J. compressus Jacq.
J. effusus L.
J. inflexus L.
Knautia arvensis (L.) Coult.
Lactuca serriola L.
Lamium album L.
L. maculatum (L.) L.
L. purpureum L.
Lapsana communis L.
Laserpitium latifolium L.
L. prutenicum L.
Lathraea squamaria L.
Lathyrus laevigatus (Waldst. &
 Kit.) Gren.
L. niger (L.) Bernh.
L. pratensis L.
L. sativus L.

L. sylvestris L.
L. vernus (L.) Bernh.
Leontodon hispidus L.
Leonurus cardiaca L.
Leucanthemum vulgare Lam.
Lilium martagon L.
Linaria vulgaris Mill.
Linum catharticum L.
Lithospermum officinale L.
Lolium multiflorum Lam.
L. perenne L.
Lonicera xylosteum L.
Lotus corniculatus L. p. p.
Lunaria rediviva L.
Luzula campestris (L.) DC.
L. pallescens Sw.
L. pilosa (L.) Willd.
Lycopodium annotinum L.
L. clavatum L.
Lycopus exaltatus L.
Lysimachia nummularia L.
Majanthemum bifolium (L.) F.
M. Schmidt
Malaxis monophyllos (L.) Sw.
Malus praecox (Pall.) Borkh.
M. sylvestris Mill.
M. neglecta Wallr.
M. pusilla Smith
M. sylvestris L.
Matteuccia struthiopteris (L.) Tod.
Medicago sativa L.
Melampyrum arvense L.
M. cristatum L.
M. nemorosum L.
Melandrium dioicum (L.) Coss.
et Germ.
Melica nutans L.
M. transsilvanica Schur
M. uniflora Retz.
Melilotus albus Medik.
M. officinalis (L.) Pall.
Mercurialis perennis L.
Milium effusum L.
Moehringia trinervia (L.) Clairv.
Moneses uniflora (L.) A. Gray
Muscari neglectum Guss.
Mycelis muralis (L.) Dumort.
Myosotis arvensis (L.) Hill
M. sylvatica Ehrh. ex Hoffm.
Neottia nidus-avis (L.) Rich.
Nepeta cataria L.
N. pannonica L.
Nonea pulla (L.) DC.
Odontites vulgaris Moench
Omphalodes scorpioides
(Haenke) Schrank
Onobrychis arenaria (Kit.) DC.
Onopordum acanthium L.
Ophioglossum vulgatum L.
Orchis coriophora L.
O. militaris L.
O. morio L.
O. palustris Jacq.
O. ustulata L.
Origanum vulgare L.
Ornithogalum umbellatum L.

Oxalis acetosella L.
Padus avium Mill.
Paris quadrifolia L.
Parnassia palustris L.
Pastinaca sylvestris Mill.
Pedicularis kaufmannii Pinzg.
Peucedanum cervaria (L.) Lapeyr.
Phleum pratense L.
Phyllitis scolopendrium (L.)
 Newman
Physalis alkekengi L.
Phyteuma orbiculare L.
P. spicatum L.
Picea abies (L.) Karst.
Picris hieracioides L.
Pimpinella major (L.) Huds.
P. saxifraga L.
Plantago major L.
P. scabra Moench
Platanthera bifolia (L.) Rich.
P. chlorantha (Cust.) Reichenb.
Poa compressa L.
Polemonium coeruleum L.
Polygala comosa Schkuhr
Polygonatum multiflorum (L.) All.
P. odoratum (Mill.) Druce
Polygonum hydropiper L.
P. aviculare L.
P. mite Schrank
Populus tremula L.
Potentilla alba L.
P. canescens Besser
P. erecta (L.) Raeusch.
P. intermedia L.
P. reptans L.
Primula elatior (L.) Hill
P. veris L.
P. vulgaris Huds.
Prunella grandiflora (L.) Scholl.
Prunus spinosa L.
Ptarmica vulgaris Hill
Pulmonaria angustifolia L.
P. obscura Dumort.
Pyrethrum corymbosum (L.) Scop.
Pyrola chlorantha Sw.
P. media Sw.
Pyrus communis L.
Quercus robur L.
Q. petraea (Mattuschka) Liebl.
Ranunculus auricomus L.
R. bulbosus L.
R. cassubicus L.
R. flammula L.
R. repens L.
Reseda lutea L.
Rhamnus cathartica L.
Rhinanthus minor L.
R. vernalis (N. Zing.) Schischk.
 et Serg.
Ribes alpinum L.
R. nigrum L.
Robinia pseudoacacia L.
Rorippa prostrata Schinz.
R. sylvestris (L.) Bess.
Rosa canina L.
R. tomentosa Smith

Rubus caesius L.
R. idaeus L.
R. nessensis W. Hall
R. saxatilis L.
Rumex confertus Willd.
R. obtusifolius L.
R. sanguineus L.
Sagina procumbens L.
Salix alba L.
S. aurita L.
S. caprea L.
S. fragilis L.
S. purpurea L.
S. triandra L.
Salvia glutinosa L.
S. pratensis L.
S. verticillata L.
Sambucus nigra L.
S. racemosa L.
Sanicula europaea L.
Scabiosa columbaria L.
Scilla bifolia L.
Scleranthus annuus L.
Scorzonera humilis L.
S. purpurea L.
Scrophularia nodosa L.
Sedum telephium L.
Senecio jacobaea L.
S. nemorensis L.
S. sylvaticus L.
Serratula tinctoria L.
Seseli annuum L.
Silene nutans L.
Sisymbrium officinale (L.) Scop.
S. strictissimum L.
Solanum nigrum L.
S. dulcamara L.
Solidago virgaurea L.
Sorbus torminalis (L.) Crantz
Stachys recta L.
S. sylvatica L.
Stellaria nemorum L.
Stenactis anua (L.) Nees
Stipa pennata L.
S. pulcherrima C. Koch
Succisa pratensis Moench
Swertia perennis L.
Swida sanguinea (L.) Opiz
Tanacetum vulgare L.
Taraxacum officinale Webb ex
Wigg.
Thalictrum aquilegifolium L.
T. flavum L.
T. lucidum L.
T. minus L.
Thesium linophyllum L.
Thymus ovatus Mill.
Tilia cordata Mill.
T. platyphyllos Scop.
Tofieldia calyculata (L.)
Wahlenb.
Torilis japonica (Houtt.) DC.
Tragopogon dubius Scop.
T. orientalis L.
Trientalis europaea L.
Trifolium alpestre L.

T. arvense L.
T. aureum Poll.
T. campestre Schreb.
T. dubium Sibth.
T. medium L.
T. montanum L.
T. pratense L.
T. repens L.
T. spadiceum L.
Trisetum flavescens (L.) P.
 Beauv.
Trollius europaeus L.
Turritis glabra L.
Tussilago farfara L.
Ulmus carpinifolia Rupp. ex
 Suckow
Ulmus glabra Huds.
Urtica dioica L.
U. urens L.
Valerianella dentata (L.) Pollich
Veratrum lobelianum Bernh.
Verbascum densiflorum Bertol.
V. lychnitis L.
Verbascum nigrum L.
V. phlomoides L.
Verbascum thapsus L.
Veronica arvensis L.
V. austriaca L.
V. chamaedrys L.
V. hederifolia L.
V. scutellata L.
V. teucrium L.
Viburnum opulus L.
Vicia angustifolia Reichard
V. cassubica L.
V. sepium L.
V. sylvatica L.
V. tenuifolia Roth
V. villosa Roth
Vinca minor L.
Vincetoxicum laxum (Bartl.)
 Gren. & Godr.
Viola canina L.
V. collina Bess.
V. elatior Fries
V. hirta L.
V. mirabilis L.
V. montana L.
V. odorata L.
V. palustris L.
V. stagnina Kit.
V. suavis M. Bieb.
Viscaria vulgaris Bernh.
Xanthium strumarium L.
Xanthoxalis fontana (Bunge)
 Holub

**Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території
СПБ із лучним типом відновлення рослинного покриву**

- Acer platanoides* L.
A. pseudoplatanus L.
Achillea micrantha Willd.
A. nobilis L.
Achyrophorus maculatus (L.) Scop.
Acinos arvensis (Lam.) Dandy
Actaea spicata L.
Adenophora lilifolia (L.) A. DC.
Adoxa moschatellina L.
Aegopodium podagraria L.
Aethusa cynapium L.
Agrimonia eupatoria L.
Agrostis tenuis Sibth.
Ajuga genevensis L.
A. reptans L.
Alliaria petiolata (Bieb.) Cavara
et Grande
Allium oleraceum L.
Alnus incana (L.) Moench
Alopecurus geniculatus L.
A. pratensis L.
Althaea officinalis L.
Anagallis arvensis L.
Anchusa officinalis L.
Androsace septentrionalis L.
Anemonastrum narcissiflorum
(L.) Holub
Anemone sylvestris L.
Anemonoides nemorosa (L.)
Holub
A. ranunculoides (L.) Holub
Angelica sylvestris L.
Antennaria dioica (L.) Gaertn.
Anthemis arvensis L.
Anthericum ramosum L.
Anthoxanthum odoratum L.
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.
Aquilegia vulgaris L.
Arabis sagittata (Bertol.) DC.
Arctium lappa L.
A. minus (Hill) Bernh.
A. tomentosum Mill.
Arenaria serpyllifolia L.
Aristolochia clematitis L.
Arrhenatherum elatius (L.) J. et
C. Presl
Artemisia absinthium L.
A. vulgaris L.
Aruncus vulgaris Rafin.
Asarum europaeum L.
Asperugo procumbens L.
Asperula cynanchica L.
A. odorata L.
Aster amellus L.
Astragalus glycyphyllos L.
Astrantia major L.
Athyrium filix-femina (L.) Roth
Atriplex patula L.
Atropa bella-donna L.
Ballota nigra L.

Barbarea vulgaris R. Br.
Bellis perennis L.
Berberis vulgaris L.
Betonica officinalis L. s. 1.
Betula pendula Roth
B. pubescens Ehrh.
Borago officinalis L.
Botrychium lunaria (L.) Sw.
B. virginianum (L.) Sw.
Brachypodium pinnatum (L.) Beauv.
B. sylvaticum (Huds.) Beauv.
Briza media L.
Bromopsis benekenii (Lange) Holub
Bromus arvensis L.
B. commutatus Schrad.
B. mollis L.
B. secalinus L.
Bryonia alba L.
Buglossoides arvensis (L.) I. M.
 Johnst.
Bunias orientalis L.
Bupleurum falcatum L.
Calamagrostis arundinacea (L.)
 Roth
Calluna vulgaris (L.) Hull
Calystegia sepium (L.) R. Br.
Camelina microcarpa Andrz.
Campanula bononiensis L.
C. cervicaria L.
C. glomerata L. s. 1.
C. latifolia L.
C. patula L.
C. persicifolia L.
C. rapunculoides L.
C. rapunculus L.
C. rotundifolia L.
C. trachelium L.
Cannabis ruderalis Janisch.
Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.
Cardamine flexuosa With.
C. impatiens L.
C. pratensis L.
Carduus acanthoides L.
Carex brizoides L.
C. capillaris L.
C. caryophyllea Latourr.
C. contigua Hoppe
C. digitata L.
C. ericetorum Poll.
C. hirta L.
C. humilis Leys.
C. leporina L.
C. montana L.
C. muricata L.
C. panicea L.
C. pilosa Scop.
C. remota L.
C. rhizina Blytt ex Lindbl.
C. serotina Merat
C. sylvatica Huds.
C. tomentosa L.
Carpinus betulus L.
Centaurea jacea L.
C. pseudophrygia C.A. Mey.
C. scabiosa L.
Centaureum erythraea Rafn

Cephalanthera damasonium
(Mill.) Druce
C. longifolia (L.) Fritsch
Cerastium arvense L.
C. holosteoides Fries
Cerasus fruticosa Pall.
Chaerophyllum bulbosum L.
C. temulum L.
Chamaecytisus austriacus (L.) Link
Chamaenerion angustifolium
(L.) Scop.
Chamomilla suaveolens (Pursh)
Rydb.
Chelidonium majus L.
Chenopodium album L.
C. bonus-henricus L.
C. foliosum Aschers.
C. hybridum L.
Chrysosplenium alternifolium L.
Cichorium intybus L.
Circaea alpina L.
C. lutetiana L.
Cirsium arvense (L.) Scop.
C. oleraceum (L.) Scop.
C. rivulare (Jacq.) All.
C. vulgare (Savi) Ten.
Clematis recta L.
Clinopodium vulgare L.
Colchicum autumnale L.
Conium maculatum L.
Consolida regalis S. F. Gray
Convallaria majalis L.
Cornus mas L.
Coronaria flos-cuculi (L.) A. Br.
Coronilla varia L.
Coronopus squamatus (Forssk.)
Asch.
Corydalis cava (L.) Schweigg.
et Koerte
C. intermedia (L.) Merat
C. marschalliana Pers.
C. solida (L.) Clairv.
C. avellana L.
Corynephorus canescens (L.) P.
Beauv.
Cotinus coggygria Scop.
Crataegus curvisepala Lindm.
Crepis capillaris (L.) Wallr.
C. praemorsa (L.) Tausch
C. tristis Klok.
Cruciata glabra (L.) Ehrend.
C. laevipes Opiz
Cucubalus baccifer L.
Cuscuta europaea L.
Cynoglossum officinale L.
Cynosurus cristatus L.
Cytisus nigricans L.
Dactylis glomerata L.
D. polygama Horv.
Dactylorhiza fuchsii (Druce)
Soo
D. majalis (Rchb.) Hunt & Summerh.
Daphne mezereum L.
Datura stramonium L.
Daucus carota L.
Dentaria bulbifera L.

Deschampsia caespitosa (L.)
 Beauv.
Dianthus carthusianorum L.
Dianthus deltoides L.
D. fischeri Spreng.
Dictamnus albus L.
Digitalis grandiflora Mill.
Dipsacus pilosus L.
Draba nemorosa L.
Dracocephalum ruyschiana L.
Dryopteris austriaca (Jacq.)
 Woyнар ex Schinz et
D. carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs
D. cristata (L.) A. Gray
D. filix-mas (L.) Schott
Echinops sphaerocephalus L.
Echium vulgare L.
Eleocharis quinqueflora
 (Hartmann) O. Schwarz
Epilobium collinum C.C. Gmel
E. hirsutum L.
E. montanum L.
E. obscurum Schreb.
E. roseum Schreb.
E. tetragonum L.
Epipactis atrorubens (Hoffm. ex
 Bernh.) Schult.
E. helleborine (L.) Crantz
E. palustris (L.) Crantz
Epipogium aphyllum (F.W.
 Schmidt) Sw.
Equisetum arvense L.
E. hyemale L.
E. ramosissimum Desf.
Erigeron acris L.
E. canadensis L.
Erophila verna (L.) Bess.
Eryngium campestre L.
Euonymus europaea L.
E. verrucosa Scop.
Eupatorium cannabinum L.
Euphorbia cyparissias L.
E. helioscopia L.
E. peplus L.
Euphrasia hirtella Jord. ex Reut.
E. montana Jord.
E. rostkoviana Hayne
E. stricta D. Wolff ex J. F. Lehm.
Fagus sylvatica L.
Fallopia dumetorum (L.) Holub
Festuca gigantea (L.) Vill.
F. pratensis Huds.
Ficaria verna Huds.
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.
F. vulgaris Moench
Fragaria moschata Duch.
F. vesca L.
F. viridis Duch.
Frangula alnus Mill.
Fraxinus excelsior L.
F. ornus L.
Fritillaria meleagris L.
Fumaria officinalis L.
Gagea lutea (L.) Ker Gawl.
G. minima (L.) Ker Gawl.
Galanthus nivalis L.

Galeobdolon luteum Huds.
Galeopsis pubescens Besser
G. speciosa Mill.
Galium aparine L.
G. intermedium Schult.
G. odoratum (L.) Scop.
Genista germanica L.
G. tinctoria L.
Gentiana cruciata L.
G. pneumonanthe L.
Gentianella amarella (L.) Boern.
Geranium bohemicum L.
G. pusillum L.
G. pyrenaicum Burm. f.
G. robertianum L.
G. sanguineum L.
G. sibiricum L.
G. sylvaticum L.
Geum rivale L.
G. urbanum L.
Glechoma hederacea L.
G. hirsuta Waldst. & Kit.
Goodyera repens (L.) R. Br.
Grossularia reclinata (L.) Mill.
Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
Gymnocarpium dryopteris (L.)
 Newm.
Hedera helix L.
Helichrysum arenarium (L.)
 Moench
Helictotrichon pubescens
 (Huds.) Pilg.
Hepatica nobilis Mill.

Herminium monorchis (L.) R. Br.
Herniaria glabra L.
Hesperis matronalis L.
Hieracium auricula L.
H. murorum L.
H. pilosella L.
H. villosum Jacq.
Hierochloe odorata (L.) Beauv.
Holcus lanatus L.
H. mollis L.
Hordelymus europaeus (L.) Harz
Humulus lupulus L.
Hyoscyamus niger L.
Hypericum maculatum Crantz
H. perforatum L.
Hypopitys monotropa Crantz
Hyssopus officinalis L.
Impatiens parviflora DC.
Inula helenium L.
Isopyrum thalictroides L.
Juncus articulatus L.
J. atratus Krock.
J. compressus Jacq.
J. effusus L.
J. inflexus L.
Lactuca serriola L.
Lamium album L.
L. maculatum L.
L. purpureum L.
Lapsana communis L.
Laserpitium latifolium L.
Lathraea squamaria L.
Lathyrus laevigatus (Waldst. &

Kit.) Gren.
L. niger (L.) Bernh.
L. pratensis L.
L. sativus L.
L. sylvestris L.
L. vernus (L.) Bernh.
Leontodon hispidus L.
Leonurus cardiaca L.
Lerchenfeldia flexuosa (L.)
 Schur
Leucanthemum vulgare Lam.
Lilium martagon L.
Linaria vulgaris Mill.
Linum catharticum L.
Lithospermum officinale L.
Lolium multiflorum Lam.
L. perenne L.
Lonicera xylosteum L.
Lunaria rediviva L.
Luzula campestris (L.) DC.
L. pallescens Sw.
L. pilosa (L.) Willd.
Lycopodium annotinum L.
L. clavatum L.
Lycopus exaltatus L.
Majanthemum bifolium (L.) F.
 M. Schmidt
Malaxis monophyllos (L.) Sw.
Malus praecox (Pall.) Borkh.
M. sylvestris Mill.
Malva neglecta Wallr.
M. pusilla Smith
M. sylvestris L.

Matteuccia struthiopteris (L.)
 Tod.
Medicago lupulina L.
M. sativa L.
Melampyrum arvense L.
M. cristatum L.
M. nemorosum L.
Melandrium album (Mill.)
 Garcke
M. dioicum (L.) Coss. et Germ.
Melica nutans L.
M. transsilvanica Schur
M. uniflora Retz.
Melilotus albus Medik.
M. officinalis (L.) Pall.
Mentha longifolia (L.) Huds.
Mercurialis perennis L.
Milium effusum L.
Moehringia trinervia (L.) Clairv.
Muscari neglectum Guss.
Mycelis muralis (L.) Dumort.
Myosotis arvensis (L.) Hill
M. cespitosa K. F. Schultz
M. sylvatica Ehrh. ex Hoffm.
Nardus stricta L.
Neottia nidus-avis (L.) Rich.
Nepeta cataria L.
N. pannonica L.
Omphalodes scorpioides
 (Haenke) Schrank
Onobrychis arenaria (Kit.) DC.
Onopordum acanthium L.
Ophioglossum vulgatum L.

Orchis coriophora L.
O. militaris L.
O. morio L.
O. palustris Jacq.
O. ustulata L.
Origanum vulgare L.
Ornithogalum umbellatum L.
Oxalis acetosella L.
Padus avium Mill.
Paris quadrifolia L.
Parnassia palustris L.
Pastinaca sylvestris Mill.
Pedicularis kaufmannii Pinzg.
P. sceptrum-carolinum L.
Peucedanum cervaria (L.)
 Lapeyr.
Phyllitis scolopendrium (L.)
 Newman
Physalis alkekengi L.
Phyteuma orbiculare L.
Phyteuma spicatum L.
Picea abies (L.) Karst.
Pimpinella major (L.) Huds.
P. saxifraga L.
Plantago major L.
Platanthera bifolia (L.) Rich.
P. chlorantha (Cust.) Reichenb.
Poa annua L.
P. compressa L.
P. nemoralis L.
Polemonium coeruleum L.
Polygonatum multiflorum (L.) All.
P. odoratum (Mill.) Druce
Polygonum bistorta L.
P. hydropiper L.
P. mite Schrank
Populus alba L.
Potentilla alba L.
P. canescens Besser
P. erecta (L.) Raeusch.
P. intermedia L.
P. reptans L.
P. supina L.
Primula elatior (L.) Hill
P. veris L.
P. vulgaris Huds.
Prunella grandiflora (L.) Scholl.
Prunus spinosa L.
Ptarmica vulgaris Hill or
 Blackw. ex DC.
Pulmonaria angustifolia L.
P. obscura Dumort.
Pyrethrum corymbosum (L.) Scop.
Pyrola chlorantha Sw.
P. media Sw.
P. minor L.
P. rotundifolia L.
Quercus petraea (Mattuschka)
 Liebl.
Ranunculus bulbosus L.
R. cassubicus L.
R. repens L.
R. acris L.
Reseda lutea L.
Rhamnus cathartica L.
Rhinanthus minor L.

Ribes alpinum L.
R. nigrum L.
Robinia pseudoacacia L.
Rorippa prostrata Schinz.
R. sylvestris (L.) Bess.
Rosa canina L.
R. tomentosa Smith
Rubus caesius L.
R. idaeus L.
R. nessensis W. Hall
R. saxatilis L.
Rumex acetosa L.
R. confertus Willd.
R. obtusifolius L.
R. sanguineus L.
Salix aurita L.
S. caprea L.
S. fragilis L.
S. triandra L.
Salvia glutinosa L.
S. pratensis L.
Sambucus nigra L.
S. racemosa L.
Scabiosa columbaria L.
Scilla bifolia L.
Scleranthus annuus L.
Scorzonera humilis L.
S. purpurea L.
Sedum telephium L.
Senecio jacobaea L.
S. nemorensis L.
S. sylvaticus L.
Serratula tinctoria L.

Seseli annuum L.
Silene nutans L.
Sisymbrium officinale (L.) Scop.
S. strictissimum L.
Solanum dulcamara L.
S. nigrum L.
Solidago virgaurea L.
Sorbus torminalis (L.) Crantz
Stachys recta L.
S. sylvatica L.
Stellaria media (L.) Vill.
S. nemorum L.
Stenactis anua (L.) Nees
Stipa pennata L.
S. pulcherrima C. Koch
Succisa pratensis Moench
Swertia perennis L.
Swida sanguinea (L.) Opiz
Tanacetum vulgare L.
Taraxacum officinale Webb ex
 Wigg.
Thalictrum aquilegifolium L.
Thalictrum flavum L.
T. minus L.
Thesium linophyllum L.
Thymus ovatus Mill.
Tilia cordata Mill.
T. platyphyllos Scop.
Torilis japonica (Houtt.) DC.
Tragopogon major Jacq.
T. orientalis L.
Trientalis europaea L.
Trifolium arvense L.

<i>T. aureum</i> Poll.	<i>Ulmus carpinifolia</i> Rupp. ex Suckow
<i>T. campestre</i> Schreb.	<i>Ulmus glabra</i> Huds.
<i>T. dubium</i> Sibth.	<i>Urtica dioica</i> L.
<i>T. montanum</i> L.	<i>U. urens</i> L.
<i>T. pratense</i> L.	<i>Valerianella dentata</i> (L.) Pollich
<i>T. repens</i> L.	<i>Veratrum lobelianum</i> Bernh.
<i>T. spadiceum</i> L.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P. Beauv.	<i>V. lychnitis</i> L.
<i>Trollius europaeus</i> L.	<i>V. nigrum</i> L.
<i>Turritis glabra</i> L.	<i>V. phlomooides</i> L.
<i>Tussilago farfara</i> L.	<i>V. thapsus</i> L.

Склад потенційної флори зрубів букових лісів на території ОПБ

<i>Acer platanoides</i> L.	<i>Allium angulosum</i> L.
<i>A. pseudoplatanus</i> L.	<i>A. oleraceum</i> L.
<i>Achillea micrantha</i> Willd.	<i>A. ursinum</i> L.
<i>A. millefolium</i> L.	<i>Alnus incana</i> (L.) Moench
<i>A. nobilis</i> L.	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.
<i>Achyrophorus maculatus</i> (L.) Scop.	<i>A. geniculatus</i> L.
<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>A. pratensis</i> L.
<i>Actaea spicata</i> L.	<i>Althaea officinalis</i> L.
<i>Adenophora lilifolia</i> (L.) A. DC.	<i>Ambrosia artemisifolia</i> L.
<i>Adoxa moschatellina</i> L.	<i>Anagallis arvensis</i> L.
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	<i>Anchusa officinalis</i> L.
<i>Aethusa cynapium</i> L.	<i>Androsace septentrionalis</i> L.
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	<i>Anemonastrum narcissiflorum</i> (L.) Holub
<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.	<i>Anemone sylvestris</i> L.
<i>Ajuga genevensis</i> L.	<i>Anemonoides nemorosa</i> (L.) Holub
<i>A. reptans</i> L.	<i>A. ranunculoides</i> (L.) Holub
<i>Alliaria petiolata</i> (Bieb.) Cavara et Grande	<i>Angelica sylvestris</i> L.

Antennaria dioica (L.) Gaertn.
Anthemis arvensis L.
Anthericum ramosum L.
Anthoxanthum odoratum L.
Anthriscus nemorosa (Bieb.)
 Spreng.
A. sylvestris (L.) Hoffm.
Aquilegia vulgaris L.
Arabis sagittata (Bertol.) DC.
Arctium lappa L.
A. minus (Hill) Bernh.
A. tomentosum Mill.
Aristolochia clematitis L.
Arrhenatherum elatius (L.) J. et
 C. Presl
Artemisia absinthium L.
A. annua L.
A. vulgaris L.
Aruncus vulgaris Rafin.
Asarum europaeum L.
Asperugo procumbens L.
Asperula cynanchica L.
A. odorata L.
Aster amellus L.
Astragalus cicer L.
A. danicus Retz.
A. glycyphyllos L.
Astrantia major L.
Athyrium filix-femina (L.) Roth
Atriplex patula L.
Atropa bella-donna L.
Ballota nigra L.
Barbarea vulgaris R. Br.

Bellis perennis L.
Berberis vulgaris L.
Berteroa incana (L.) DC.
Betonica officinales L. s. 1.
Betula pendula Roth
B. pubescens Ehrh.
Bidens tripartita L.
Blysmus compressus (L.) Panz.
 ex Link
Borago officinalis L.
Botrychium lunaria (L.) Sw.
B. virginianum (L.) Sw.
Brachypodium pinnatum (L.) Beauv.
B. sylvaticum (Huds.) Beauv.
Briza media L.
Bromopsis benekenii (Lange)
 Holub
Bromus arvensis L.
B. commutatus Schrad.
B. mollis L.
B. secalinus L.
Bryonia alba L.
Buglossoides arvensis (L.) I. M.
 Johnst.
Bunias orientalis L.
Bupleurum falcatum L.
Calamagrostis arundinacea (L.)
 Roth
C. neglecta (Ehrh.) Gaerth.
Calestania palustris (L.) K.-Pol.
Calluna vulgaris (L.) Hull
Calystegia sepium (L.) R. Br.
Campanula bononiensis L.

C. cervicaria L.
C. glomerata L.
C. latifolia L.
C. patula L.
C. persicifolia L.
C. rapunculoides L.
C. rapunculus L.
C. rotundifolia L.
C. sibirica L.
C. trachelium L.
Cannabis ruderalis Janisch.
Cardamine flexuosa With.
C. impatiens L.
Carduus acanthoides L.
C. crispus L.
Carex brizoides L.
C. capillaris L.
C. caryophylla Latourr.
C. cinerea Poll.
C. contigua Hoppe
C. digitata L.
C. distans L.
C. ericetorum Poll.
C. hirta L.
C. humilis Leys.
C. leporina L.
C. montana L.
C. muricata L.
C. nigra (L.) Reichard
C. panicea L.
C. pilosa Scop.
C. remota L.
C. rhizina Blytt ex Lindbl.

C. serotina Merat
C. sylvatica Huds.
C. tomentosa L.
C. vesicaria L.
C. vulgaris Fries
C. vulpina L.
Carpinus betulus L.
Carum carvi L.
Centaurea jacea L.
C. pseudophrygia C. A. Mey.
C. scabiosa L.
Centaureum erythraea Rafn
C. pulchellum (Sw.) Druce
Cephalanthera damasonium
 (Mill.) Druce
Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch
Cerastium arvense L.
C. holosteoides Fries
Cerasus avium (L.) Moench
C. fruticosa Pall.
Chaerophyllum bulbosum L.
C. temulum L.
Chamaecytisus austriacus (L.) Link
Chamaenerion angustifolium
 (L.) Scop.
Chamomilla recutita (L.)
 Rauschert
C. suaveolens (Pursh) Rydb.
Chelidonium majus L.
Chenopodium bonus-henricus L.
C. foliosum Aschers.
Chenopodium hybridum L.
Chrysosplenium alternifolium L.

Cichorium intybus L.
Cicuta virosa L.
Circaea alpina L.
C. lutetiana L.
Cirsium arvense (L.) Scop.
C. oleraceum (L.) Scop.
C. rivulare (Jacq.) All.
C. vulgare (Savi) Ten.
Clematis integrifolia L.
C. recta L.
Clinopodium vulgare L.
Cnidium dubium (Schkuhr)
 Thell
Colchicum autumnale L.
Conium maculatum L.
Consolida regalis S. F. Gray
Convallaria majalis L.
Convolvulus arvensis L.
Cornus mas L.
Coronaria flos-cuculi (L.) A. Br.
Coronilla varia L.
Coronopus squamatus (Forssk.)
 Asch.
Corydalis cava (L.) Schweigg.
 et Koerte
C. intermedia (L.) Merat
C. marschalliana Pers.
C. solida (L.) Clairv.
Corylus avellana L.
Corynephorus canescens (L.) P.
 Beauv.
Cotinus coggygria Scop.
Crataegus curvisepala Lindm.

Crepis capillaris (L.) Wallr.
C. praemorsa (L.) Tausch
C. tectorum L.
Crinitaria linosyris (L.) Less.
Cruciata glabra (L.) Ehrend.
C. laevipes Opiz
Cucubalus baccifer L.
Cynoglossum officinale L.
Cynosurus cristatus L.
Cytisus nigricans L.
Dactylis glomerata L.
D. polygama Horv.
Dactylorhiza fuchsii (Druce)
 Soo
D. majalis (Rchb.) Hunt &
 Summerh.
Daphne mezereum L.
Datura stramonium L.
Daucus carota L.
Dentaria bulbifera L.
Deschampsia caespitosa (L.)
 Beauv.
Dianthus carthusianorum L.
D. deltoides L.
D. fischeri Spreng.
Dictamnus albus L.
Digitalis grandiflora Mill.
Dipsacus pilosus L.
Draba nemorosa L.
Dracocephalum ruyschiana L.
Dryopteris austriaca (Jacq.)
 Woyнар ex Schinz et
D. carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs

D. cristata (L.) A. Gray
D. filix-mas (L.) Schott
Echinops sphaerocephalus L.
Echium vulgare L.
Eleocharis quinqueflora
(Hartmann) O. Schwarz
Elytrigia repens (L.) Nevski
Epilobium collinum C.C. Gmel
E. hirsutum L.
E. lamyi F. Schultz
E. montanum L.
E. obscurum Schreb.
E. roseum Schreb.
E. tetragonum L.
Epipactis atrorubens (Hoffm. ex
Bernh.) Schult.
E. helleborine (L.) Crantz
E. palustris (L.) Crantz
Epipogium aphyllum (F.W.
Schmidt) Sw.
Equisetum hyemale L.
E. palustre L.
E. ramosissimum Desf.
E. sylvaticum L.
Erigeron acris L.
E. canadensis L.
Euonymus europaea L.
E. verrucosa Scop.
Eupatorium cannabinum L.
Euphorbia cyparissias L.
E. esula L.
E. helioscopia L.
E. peplus L.

Euphrasia hirtella Jord. ex Reut.
E. montana Jord.
E. rostkoviana Hayne
E. stricta D. Wolff ex J. F. Lehm.
Fagus sylvatica L.
Fallopia dumetorum (L.) Holub
Festuca gigantea (L.) Vill.
F. pratensis Huds.
Ficaria verna Huds.
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.
F. vulgaris Moench
Fragaria moschata Duch.
F. vesca L.
F. viridis Duch.
Frangula alnus Mill.
Fraxinus excelsior L.
F. ornus L.
Fritillaria meleagris L.
Fumaria officinalis L.
Gagea lutea (L.) Ker Gawl.
G. minima (L.) Ker Gawl.
Galanthus nivalis L.
Galeobdolon luteum Huds.
Galeopsis pubescens Besser
G. speciosa Mill.
Galium aparine L.
G. boreale L.
G. intermedium Schult.
G. mollugo L.
G. odoratum (L.) Scop.
G. palustre L.
G. tinctorium (L.) Scop.
Genista germanica L.

G. tinctoria L.
Gentiana cruciata L.
G. pneumonanthe L.
Gentianella amarella (L.) Boern.
Geranium bohemicum L.
G. molle L.
G. pratense L.
G. pusillum L.
G. pyrenaicum Burm. f.
G. robertianum L.
G. sanguineum L.
G. sibiricum L.
G. sylvaticum L.
Geum rivale L.
G. urbanum L.
Gladiolus imbricatus L.
Glechoma hederacea L.
G. hirsuta Waldst. & Kit.
Goodyera repens (L.) R. Br.
Gratiola officinalis L.
Grossularia reclinata (L.) Mill.
Gymnadenia conopsea (L.) R. Br.
Gymnocarpium dryopteris (L.)
 Newm.
Hedera helix L.
Helichrysum arenarium (L.)
 Moench
Helictotrichon pubescens
 (Huds.) Pilg.
Hepatica nobilis Mill.
Herminium monorchis (L.) R. Br.
Herniaria glabra L.
Hesperis matronalis L.
Hieracium auricula L.
H. murorum L.
H. pilosella L.
Hierochloe odorata (L.) Beauv.
Holcus lanatus L.
H. mollis L.
Hordelymus europaeus (L.)
 Harz
Humulus lupulus L.
Hyoscyamus niger L.
Hypericum maculatum Crantz
H. perforatum L.
Hypopitys monotropa Crantz
Hyssopus officinalis L.
Impatiens noli-tangere L.
I. parviflora DC.
Inula helenium L.
I. salicina L.
Isopyrum thalictroides L.
Juncus articulatus L.
J. atratus Krock.
J. compressus Jacq.
J. conglomeratus L.
J. effusus L.
J. inflexus L.
Knautia arvensis (L.) Coult.
Lactuca serriola L.
Lamium album L.
L. maculatum (L.) L.
L. purpureum L.
Lappula squarrosa
 (Retz.) Dumort.
Lapsana communis L.

Laserpitium latifolium L.
L. prutenicum L.
Lathraea squamaria L.
Lathyrus laevigatus (Waldst. & Kit.) Gren.
Lathyrus niger (L.) Bernh.
L. pratensis L.
L. sativus L.
L. sylvestris L.
L. vernus (L.) Bernh.
Leontodon autumnalis L.
L. hispidus L.
Leonurus cardiaca L.
Lepidium campestre (L.) R. Br.
in W.T. Aiton
Lerchenfeldia flexuosa (L.) Schur
Leucanthemum vulgare Lam.
Lilium martagon L.
Linaria vulgaris Mill.
Linum catharticum L.
Listera ovata (L.) R. Br.
Lithospermum officinale L.
Lolium multiflorum Lam.
L. perenne L.
Lonicera xylosteum L.
Lotus corniculatus L. p. p.
Lunaria rediviva L.
Luzula campestris (L.) DC.
L. pallens Sw.
L. pilosa (L.) Willd.
Lycopodium annotinum L.
L. clavatum L.

Lycopus europaeus L.
L. exaltatus L. fil.
Lysimachia nummularia L.
L. vulgaris L.
Lythrum salicaria L.
Majanthemum bifolium (L.) F. M. Schmidt
Malaxis monophyllos (L.) Sw.
Malus praecox (Pall.) Borkh.
M. sylvestris Mill.
Malva neglecta Wallr.
M. pusilla Smith
M. sylvestris L.
Matricaria perforata Merat
Matteuccia struthiopteris (L.) Tod.
Medicago falcata L.
M. lupulina L.
M. sativa L.
Melampyrum arvense L.
M. cristatum L.
Melampyrum nemorosum L.
Melandrium album (Mill.) Garcke
M. dioicum (L.) Coss. et Germ.
Melica nutans L.
M. transsilvanica Schur
M. uniflora Retz.
Melilotus albus Medik.
Mentha longifolia (L.) Huds.
Mercurialis perennis L.
Milium effusum L.
Moehringia trinervia (L.) Clairv.
Molinia caerulea (L.) Moench

Moneses uniflora (L.) A. Gray
Muscari neglectum Guss.
Mycelis muralis (L.) Dumort.
Myosotis arvensis (L.) Hill
M. cespitosa K. F. Schultz
M. palustris L.
M. sylvatica Ehrh. ex Hoffm.
Neottia nidus-avis (L.) Rich.
Nepeta cataria L.
N. pannonica L.
Nonea pulla (L.) DC.
Odontites vulgaris Moench
Oenanthe aquatica (L.) Poir.
Omphalodes scorpioides
(Haenke) Schrank
Onobrychis arenaria (Kit.) DC.
Onopordum acanthium L.
Ophioglossum vulgatum L.
Orchis coriophora L.
O. militaris L.
O. morio L.
O. palustris Jacq.
O. ustulata L.
Origanum vulgare L.
Ornithogalum umbellatum L.
Orthilia secunda (L.) House
Oxalis acetosella L.
Padus avium Mill.
Paris quadrifolia L.
Parnassia palustris L.
Pastinaca sylvestris Mill.
Pedicularis kaufmannii Pinzg.
P. palustris L.
Pedicularis sceptrum-carolinum L.
Petasites hybridus (L.) Gaertn.,
B. Mey. & Scherb
Peucedanum cervaria (L.)
Lapeyr.
Phleum phleoides (L.) Karst.
P. pratense L.
Phyllitis scolopendrium (L.)
Newman
Physalis alkekengi L.
Phyteuma orbiculare L.
P. spicatum L.
Picea abies (L.) Karst.
Picris hieracioides L.
Pimpinella major (L.) Huds.
P. saxifraga L.
Plantago major L.
P. media L.
P. scabra Moench
Platanthera bifolia (L.) Rich.
P. chlorantha (Cust.) Reichenb.
Poa annua L.
P. compressa L.
P. nemoralis L.
P. palustris L.
P. pratensis L.
P. sylvicola Guss.
Polemonium coeruleum L.
Polygala comosa Schkuhr
Polygonatum multiflorum (L.) All.
P. odoratum (Mill.) Druce
Polygonum bistorta L.
P. hydropiper L.

P. mite Schrank
Populus nigra L.
P. tremula L.
Potentilla alba L.
P. canescens Besser
P. erecta (L.) Raeusch.
P. intermedia L.
P. reptans L.
P. supina L.
Primula elatior (L.) Hill
P. veris L.
Prunella grandiflora (L.) Scholl.
P. vulgaris L.
Prunus spinosa L.
Ptarmica vulgaris Hill or
 Blackw. ex DC.
Pulmonaria angustifolia L.
P. obscura Dumort.
Pyrethrum corymbosum (L.)
 Scop.
Pyrola chlorantha Sw.
P. media Sw.
P. minor L.
P. rotundifolia L.
P. communis L.
Quercus robur L.
Ranunculus auricomus L.
R. bulbosus L.
R. cassubicus L.
R. cassubicus L.
R. flammula L.
R. polyanthemus L.
R. repens L.
R. acris L.
Reseda lutea L.
Rhamnus cathartica L.
Rhinanthus minor L.
R. vernalis (N. Zing.) Schischk.
 et Serg.
Ribes alpinum L.
R. nigrum L.
Robinia pseudoacacia L.
Rorippa prostrata Schinz.
R. sylvestris (L.) Bess.
Rosa canina L.
R. tomentosa Smith
Rubus caesius L.
R. idaeus L.
R. nessensis W. Hall
R. saxatilis L.
R. serpens Weihe ex Lej. et
 Court.
Rumex acetosa L.
R. confertus Willd.
R. crispus L.
R. obtusifolius L.
R. sanguineus L.
Sagina nodosa (L.) Fenzl
S. procumbens L.
Salix alba L.
S. aurita L.
S. caprea L.
S. cinerea L.
S. fragilis L.
S. purpurea L.
S. triandra L.

Salvia glutinosa L.
S. nemorosa L.
S. pratensis L.
S. verticillata L.
Sambucus nigra L.
S. racemosa L.
Sanguisorba officinalis L.
Scabiosa columbaria L.
Scilla bifolia L.
Scleranthus annuus L.
Scorzonera humilis L.
S. purpurea L.
Scrophularia nodosa L.
Sedum telephium L.
Senecio jacobaea L.
S. nemorensis L.
S. sylvaticus L.
S. vernalis Waldst. et Kit.
Serratula tinctoria L.
Seseli annuum L.
Setaria glauca (L.) Beauv.
S. viridis (L.) Beauv.
Silaum silaus (L.) Schinz & Thell.
Silene nutans L.
Sisymbrium officinale (L.) Scop.
S. strictissimum L.
Solanum dulcamara L.
S. nigrum L.
Solidago virgaurea L.
Sonchus asper (L.) Hill
S. oleraceus L.
Sorbus torminalis (L.) Crantz
Stachys palustris L.
S. recta L.
S. sylvatica L.
Stellaria graminea L.
S. holostea L.
S. media (L.) Vill.
S. nemorum L.
Stenactis anua (L.) Nees
Stipa pennata L.
S. pulcherrima C. Koch
Succisa pratensis Moench
Swertia perennis L.
Swida sanguinea (L.) Opiz
Symphytum officinale L.
Tanacetum vulgare L.
Taraxacum officinale Webb ex Wigg.
Taxus baccata L.
Thalictrum aquilegifolium L.
T. flavum L.
T. lucidum L.
T. minus L.
T. simplex L.
Thesium linophyllum L.
Thymus ovatus Mill.
Tilia cordata Mill.
T. platyphyllos Scop.
Tofieldia calyculata (L.) Wahlenb.
Torilis japonica (Houtt.) DC.
Tragopogon dubius Scop.
T. orientalis L.

Trientalis europaea L.
Trifolium alpestre L.
T. arvense L.
T. aureum Poll.
T. campestre Schreb.
T. dubium Sibth.
T. hybridum L.
T. medium L.
T. montanum L.
T. repens L.
T. spadiceum L.
Triglochin palustre L.
Trisetum flavescens (L.) P.
 Beauv.
Trollius europaeus L.
Turritis glabra L.
Tussilago farfara L.
Ulmus carpiniifolia Rupp. ex
 Suckow
U. glabra Huds.
Urtica dioica L.
U. urens L.
Valerianella dentata (L.) Pollich
Veratrum lobelianum Bernh.
Verbascum densiflorum Bertol.
V. lychnitis L.
V. nigrum L.
V. phlomoides L.
V. thapsus L.
Veronica arvensis L.
V. austriaca L.
V. chamaedrys L.
V. hederifolia L.
V. longifolia L.
V. scutellata L.
V. teucrium L.
Vicia angustifolia Reichard
V. cracca L.
V. sepium L.
V. sylvatica L.
V. tenuifolia Roth
V. tetrasperma (L.) Schreb.

V. villosa Roth
Vinca minor L.
Vincetoxicum laxum (Bartl.)
 Gren. & Godr.
Viola canina L.
V. collina Bess.
V. elatior Fries
V. hirta L.
V. mirabilis L.
V. montana L.
V. odorata L.
V. stagnina Kit.
V. suavis M. Bieb.
V. tricolor L.
Viscaria vulgaris Bernh.
Xanthium strumarium L.
Xanthoxalis fontana (Bunge)
 Holub

Наукове видання

А.В. Жук, С.С. Костишин, М.М. Федоряк

**ВІДНОВЛЕННЯ БІОГЕОЦЕНОЗІВ
ЗРУБІВ *FAGUS SYLVATICA* L.
В УМОВАХ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ**

Монографія

Відповідальний за випуск **Жук А.В.**
Літературний редактор **Ряднова В. П.**
Дизайн обкладинки **Цибуляк В.Д.**

Підписано до друку 19.07.2021. Формат 60 x 84/16.
Папір офсетний. Друк різнографічний. Ум.-друк. арк. 21,0.
Обл.-вид. арк. 22,5. Тираж 50. Зам. Н-080.
Видавництво та друкарня Чернівецького національного університету
імені Юрія Федьковича 58002, Чернівці, вул. Коцюбинського, 2
e-mail: ruta@chnu.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК №891 від 08.04.2002 р.