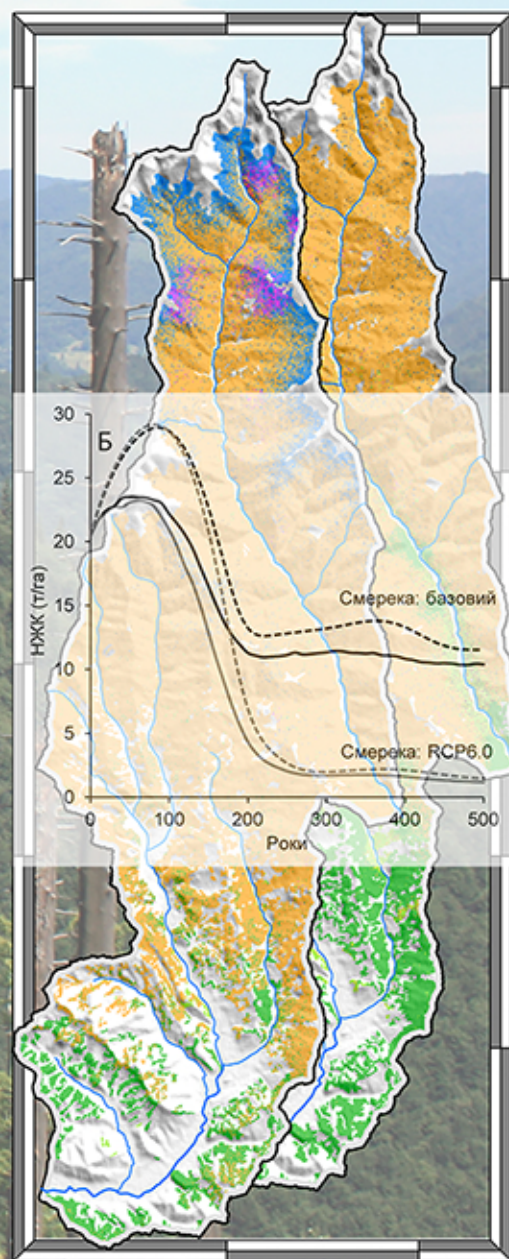


Іван Круглов

ТРАНСДИСЦИПЛІНАРНА ГЕОЕКОЛОГІЯ



Міністерство освіти і науки України
Львівський національний університет імені Івана Франка

Іван Круглов

Трансдисциплінарна геоекологія

Монографія

Львів 2020

УДК 910.1/.27+911.2/.9+574.42/.91
К84

Рецензенти:

Михайло Гродзинський

доктор географічних наук, професор, член-кореспондент НАНУ
(Київський національний університет імені Тараса Шевченка)

Микола Назарук

доктор географічних наук, професор
(Львівський національний університет імені Івана Франка)

Валерій Петлін

доктор географічних наук, професор
(Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки)

Петро Шищенко

доктор географічних наук, професор, член-кореспондент НАПНУ
(Київський національний університет імені Тараса Шевченка)

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Львівського національного університету імені Івана Франка
Протокол № 85/5 від 25 травня 2020 року*

Оформлення обкладинки зроблене автором з використанням фотографії П. Шубера та власних геоекологічних матеріалів. Всохлі смереки на фоні карпатського краєвиду символізують уразливість ландшафту до зміни клімату та непередуманого природокористування. Картини-геоекосистеми та графіки відображають альтернативні варіанти майбутнього для цього ландшафту, передбачені геоекологією. «Піксельний» шрифт підкреслює важливість передових інформаційних технологій для досліджень довкілля.

Круглов Іван

К84 Трансдисциплінарна геоекологія : монографія / Іван Круглов. – Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2020. – 292 с.

ISBN 978-617-10-0579-2

Трансдисциплінарну геоекологію обґрунтували як голістичну науку, яка вивчає геопросторові аспекти екологічних процесів і забезпечує підтримку менеджменту екосистемних послуг у взаємодії зі стейкхолдерами. Ця наука використовує методи різних географічних і екологічних дисциплін, інтегрує їх на підставі концепції геоекологічного комплексу як тотальної геоекосистеми та реалізує за допомогою технологій геоматики. Концептуальні та методичні положення проілюстровані прикладом геоекологічного дослідження у Карпатах.

Монографія може зацікавити науковців, які задіяні у галузях наук про Землю й екології, а також практиків зі сфери менеджменту довкілля.

УДК 910.1/.27+911.2/.9+574.42/.91

© Іван Круглов, 2020

ISBN 978-617-10-0579-2

© Львівський національний університет
імені Івана Франка, 2020

Передмова рецензента

Термін «геоекологія» вживають дедалі частіше, а його обіг охоплює все ширші сфери. Через це певною мірою розвивається чи, принаймні, зміщується, розуміння геоекології як науки. У науковій географічній літературі час від часу були спроби визначитись із цим розумінням. Кожна з цих спроб – своєрідне «підбиття ризику» під нестримним розвитком геоекології, намагання зафіксувати наявний стан речей на час написання статті на тему «що таке геоекологія?». Більшість подібних праць, зокрема й за моїм авторством, зараз виглядає старомодно, якщо не архаїчно. Адже минає зовсім небагато часу після їхнього виходу в світ, і бачимо, що подана дефініція геоекології та розмірковування над тим, чим вона є, виявились різко відмінними від того, чим ця наука насправді стала. Отже: праці про геоекологію цікаві хіба що тим, що викривають «з вухами» нездатність їхніх авторів поставити правильний діагноз розвитку цієї науки, розгледіти її істинну сутність, яка проявиться вже в найближчому майбутньому.

Гадаю, знайдеться достатньо читачів, які підтримають таке твердження. До них тоді два запитання. Перше: чи мусимо зарахувати до грона недолугих методологів науки тих багатьох корифеїв географії, які свого часу бачили геоекологію зовсім не такою, якою вона невдовзі стала (серед них і Карл Тролль – автор терміна «геоекологія»)? Друге запитання: навіщо досвідчений науковець Іван Круглов «наступає на граблі» й пише навіть не статтю, а розлогу наукову монографію про геоекологію та її зміст? Здається, поміркувати над цими питаннями – доречний мотив для переднього слова до монографії.

Загалом питання «що таке геоекологія?» не відрізняється від будь-якого іншого наукового питання. Вирішення більшості з них мають, так би мовити, контекстуальний зміст. Вони правильні в контексті здобутих знань, домінуючої парадигми, чинної наукової картини Світу, суспільних запитів та очікувань від певної науки тощо. Зміна контексту змушує переглядати наявні відповіді на наукові питання, зокрема – й на зміст певної науки. Нічого оригінального в цій тезі немає – і Томас Кун, і Імре Лакатош у своїх концепціях наукового пізнання про це нам давно сказали.

Проблема й потреба полягають у тому, щоби відчуті той момент, коли певна наука починає гальмувати свій розвиток і втрачати свій статус і потрібність в очах її «стейкхолдерів». Це означає, що ця наука в тому вигляді, в якому вона зараз є, вже не сповна відповідає сучасному контексту. Необхідно негайно діяти: ідентифікувати цей контекст, встановити його визначальні риси, передбачити динаміку на найближчу перспективу й відповідно до цього спробувати запропонувати (а ще краще – реалізувати) нові методології, які б розкрили потенціал науки в нових умовах.

І. Круглов належить до тих науковців, які розглядають сутність і перспективи розвитку ландшафтної екології та геоекології в контексті трансдисциплінарності. Серед них – Зев Наве та Артур Ліберман, Марк Антроп, Ян і Айзек Зоннневельди, Альмо Фаріна та багато інших. Їхні погляди на трансдисциплінарний зміст геоекології та ландшафтної

екології відомі, тому стосовно цього питання І. Круглов не відкриває нового континенту. Значення його монографії в іншому. Вона не декларує геоєкологію як науку трансдисциплінарну (за нього це зробили інші вчені, зокрема названі вище), а пропонує методологію й техніку цієї науки, на конкретних прикладах демонструє, як усе це в дійсності спрацьовує. У сучасному контексті це надзвичайно важливо – адже лише заявити про потенційні переваги трансдисциплінарних підходів у геоєкології вже недостатньо. Настав час ці підходи від декларативних довести до рівня робочих концепцій, реальних дослідницьких методів і апробувати їх на прикладі конкретного регіону та за вирішення конкретних наукових і прикладних завдань. Саме цю місію спробував здійснити автор монографії. Наскільки вона йому вдалася, читач з'ясує, ознайомившись з книгою.

Зараз геоєкологія вбачається наукою трансдисциплінарною. Це переконливо показує І. Круглов. Настільки переконливо, що, здається, й альтернативи такому її баченню немає. Зараз і, ймовірно, у найближчому майбутньому, справді немає. А в дещо віддаленій перспективі?

Невже трансдисциплінарність – це вища форма зв'язку між дисциплінами? Хіба не може бути щось, що буде «більшим», «вищим», досконалішим, ніж трансдисциплінарність у її сучасному розумінні? Якась «мережева дисциплінарність» (*net-disciplinarity*), «розмита дисциплінарність» (*fuzzy disciplinarity*), «дисипативна», «хаотична» чи «синергетична» (пригожинська, одним словом) дисциплінарність? Щось із переліченого цілком може реалізуватися й розкрити перспективи для геоєкології. Але це вже буде інша історія й інша геоєкологія. Вона, однак, без дослідження І. Круглова не відбудеться. Бо на все свій час. Заирати за його далекі горизонти – справа невдячна, а от звернути свій погляд у минуле може бути корисним.

Повернімося, отже, до Карла Тролля (а як же ж без нього у праці про геоєкологію!). Слід визнати, що його бачення цієї науки істотно відрізняється від поглядів на неї багатьох сучасних учених (автор монографії – серед них). Вони «зазіхнули» на перегляд ідеї видатного німця – беззахисного в умовах трансдисциплінарності та трансцендентальності. Чи можемо ми докоряти цим ученим за їхню позицію? На моє переконання – аж ніяк. Карл Тролля, із його баченням геоєкології, вимагає не захисту, а розвитку. Він би був вдячний не за те, що ми ревно боронили й консервували його погляди, а за те, що на їхній основі запропонували нові рішення, відкрили нові ракурси та горизонти геоєкології, яку він започаткував відповідно до тодішнього (післявоєнної роки) контексту. Впевнений, якби Тролля телепортувати в наш час, він би негайно заходився змінювати зміст «своїх» геоєкології, вписуючи його в нові реалії.

Наука – не наукова фантастика, телепортацію не жалуй і свій розвиток і відповідність сучасним запитам покладає на чинних учених. Щодо геоєкології, то на цей виклик відгукнувся Іван Круглов своєю монографією. Запрошую читача зануритись у неї.

Київ, 21 травня 2020 року

Михайло Гродзинський,
доктор географічних наук, професор,
член-кореспондент НАН України,
завідувач кафедри фізичної географії та
геоєкології Київського національного
університету імені Тараса Шевченка

Передмова автора

Про структуру і стиль. Я підготував цю монографію як докторську дисертацію з географії. Отже, за спрямуванням, загальним змістом та структурою вона наслідує кваліфікаційну наукову роботу, але за стилем викладу матеріалу та обсягом більше подібна на розлогий «трактат», у якому є доволі багато «загальновідомої» інформації. На моє переконання, власне такий «розлогий» монографічний формат, який не накладає жорстких обмежень на обсяг тексту і який дає змогу менш «посвяченому» Читачеві не відволікатися на пошук додаткових пояснень в інших публікаціях, найбільше підходить для міждисциплінарної наукознавчої роботи, орієнтованої не лише на географів-ландшафтознавців, але й на геоботаніків, зоологів, лісівників, економістів-екологів та інших фахівців з дослідження довкілля. Водночас хочу звернути увагу, що такі «загальновідомі положення», висвітлені у монографії, ні в який спосіб не подаються мною як наукова новизна дослідження.

Як читати. З огляду на «розлогий» формат, я постарався зробити так, щоб Читачеві було простіше переглядати текст з довільного місця – додав багато перехресних посилань на розділи монографії. Але рекомендую починати ознайомлення з перегляду ілюстрацій. Більшість з них відображає ключові моменти концепції трансдисциплінарної геоecології та переважно супроводжується короткими поясненнями. Тому їх можна сприймати як своєрідні графічні анотації. До того ж, для створення концептуальних рисунків геоecосистем я використав реальні дані й геопросторові функції для того, щоб Читач, менш обізнаний з методами геопросторового аналізу, зміг отримати уявлення про те, як «працює» алгебра карт. Шанувальники коротких формальних визначень можуть звернути увагу на «Словник», розміщений як додаток.

Про термінологію. Не виключаю, що Читача роздратує моє намагання замінювати звичні східнослов'янські терміни на класичні греко-латинські. Зізнаюсь, я довго вагався, перш ніж у майже готовому рукописі глобально замінив слово «збурення» на «дистурбацію», і морально готовий до їдких коментарів щодо цього. Але вживання класичних термінів, які звучать однаково різними мовами, є один із проявів ідеології, спрямованої проти «національного» наукового ізоляціонізму. Нам тепер все одно потрібно публікуватися у міжнародних журналах, і мені здається, що східнослов'янське «урочище» звучить англійською менш пристойно, ніж латинська «дистурбація» – українською. Я також охоче застосовую складні акроніми (Б-ГЕС, С-ГЕС, Т-ГЕС), які суттєво економлять текст та усне мовлення. Крім того, хочу привернути увагу Читача до факту, що, попри залучення кількох незвичних для україномовної аудиторії слів, я не «згіршив» створенням нових термінів – навіть рідкісний прикметник «трансморфогенний» запозичив у біологів.

Про посилання. Певна надмірність посилань на літературні джерела зумовлена кількома обставинами. По-перше, я намагався надати україномовному Читачеві якнайповніший перелік провідних міжнародних (англомовних) публікацій з відповідної тематики.

По-друге, старався вказувати, за наявності, аналогічну україномовну літературу. По-третьє, дещо зловжив посиланнями на власні публікації, оскільки змушений дотримуватися вимог щодо монографій, які подаються як дисертаційні роботи. Пошук праць, на які зроблені посилання, здійснював головню за допомогою сервісу *Google Scholar*. Повні версії публікацій отримував як з відкритих джерел, так й іншими способами, які нам надає «Всесвітня павутина».

Подяки. Ця частина буде пафосною, але щирою. Оскільки, попри певну самоіронію, я вважаю цю працю своїм найважливішим одноосібним продуктом, над яким поволі працював років п'ятнадцять, то хочу згадати тих, хто суттєво вплинув на мій науковий світогляд, і отже, уможливив цей *«magnum opus»*. Першочергово, це мій дід, геоморфолог і геоеколог (ландшафтознавець – за термінологією тих часів) Каленик Геренчук, та мій батько, геолог-тектоніст Станіслав Круглов. Вони ввели мене у світ географії та прищепили шанобливе й водночас критичне ставлення до наукової діяльності. Основу моїх знань створили вчителі Львівської СШ №4, які зуміли вкласти в мене, не надто талановитого, явно ледачкуватого й неамбітного учня, загалом непогані, як навіть на той час, базові знання з фізики, хімії та математики. Окремо згадаю з великою вдячністю вчительку англійської мови Софію Іванівну Гоздецьку, яка наполегливою працею та рішучими методами настільки глибоко «вдовбала» в мене відповідні навички спілкування, що я їх не забув навіть протягом наступного десятиріччя університетського навчання й початку трудової діяльності при СРСР, які зовсім не потребували знання англійської. Світлу пам'ять залишили мої університетські наставники Гаврило Петрович Міллер та Богдан Павлович Муха, які взяли мене в учні, навчили основ досліджень ландшафтів і дали роботу на кафедрі фізичної географії Львівського університету. Висловлюю подяку іншим колегам по кафедрі, які завжди доброзичливо ставилися до мене й не відмовляли у підтримці, коли вона була мені потрібна. З теплотою згадую канзаського землеміра Марєя Родса, який дав мені притулок й опікувався мною у своєму офісі, поки я освоював *ArcInfo* уже далекого 1994 року. На завершення мушу визнати з певною гіркотою, що якби не співпраця з моїми закордонними колегами, які ввели мене у світ міжнародної науки й прикладних проєктів, а також пов'язана з ними грантова підтримка від урядів США, Австрії, Швеції, ФРН, Нідерландів та деяких інших західних країн, я би навряд спромігся так довго займатися науково-дослідною роботою на Батьківщині.

Львів, 15 квітня 2020 року

Іван Круглов

*Світлій пам'яті
мого діда, геоеколога Каленика Геренчука, та
мого батька, геолога Станіслава Круглова,
присвячую*

Анотація

Круглов І (2020) Трансдисциплінарна геоекологія: монографія. ЛНУ ім І Франка, Львів. 292 сс

Ця монографія обґрунтовує трансдисциплінарну геоекологію як голістичну науку, яка вивчає геопросторові аспекти екологічних процесів і забезпечує підтримку менеджменту екосистемних послуг у взаємодії зі стейкхолдерами (заінтересованими сторонами у суспільстві). Трансдисциплінарна геоекологія використовує методи різних географічних і екологічних дисциплін, інтегрує їх на підставі концепції геоекологічного комплексу як тотальної геоекосистеми та реалізує за допомогою технологій геоматики. Зміст цього дослідження розкривають п'ять розділів.

Розділ 1 містить усебічний аналіз наукових, технологічних та суспільних умов формування геоекології. У ньому спочатку розглянули загальнонаукові уявлення про між- і трансдисциплінарність і системний підхід, згідно з якими складні реальні об'єкти інтегрованих (транс- або міждисциплінарних) досліджень – комплекси – вивчають як тотальні комплексні системи – всеосяжні наукові процесні моделі, які розширюють і деталізують у міру накопичення знань. Потім проаналізували різні інтерпретації змісту гео-екології і з'ясували, що, попри значні відмінності, більшість з них поділяє уявлення про геоекосистему (ГЕС) як теоретичний об'єкт – продукт геопросторового й екологічного підходів. Також обґрунтували, що теоретичними об'єктами екологічного підходу є екосистеми як процесні моделі довкілля, а геопросторового – геосистеми як морфологічні моделі земної поверхні. Тоді коротко висвітлили особливості геоматики як інформаційної технології, яка дає змогу ефективно реалізовувати геопросторові екологічні моделі. Також проаналізували суспільну кон'юнктуру, зокрема міжнародне та вітчизняне законодавство, і з'ясували, що тепер сталий розвиток довкілля першочергово асоціюють з екосистемним менеджментом, спрямованим на оптимізацію екосистемних послуг.

У **Розділі 2** визначили й деталізували загальний зміст трансдисциплінарної геоекології – її об'єкти, предмети, методи, наукові та практичні завдання, дисциплінарну організацію, а також способи взаємодії зі стейкхолдерами. Реальним (емпіричним) об'єктом є гео-екологічний комплекс (ландшафт) як поєднання різних фізичних, біотичних і суспільних явищ земної поверхні, диференційованих у геопросторі й часі. Загальними теоретичними об'єктами гео-екології є різні категорії комплементарних ГЕС – геопросторових процесних моделей, які спрощено відображають організацію ландшафту як поєднання «провідних» (вводів) і «підпорядкованих» (виводів) екологічних компонентів-геосистем. Виводи ГЕС асоціюють з емерджентними ландшафтними властивостями як предметами дослідження. Такий підхід дає змогу інтерпретувати як ГЕС різноманітні геомо-, біо- та соціоцентричні ландшафтні моделі. ГЕС ефективно делімітують засобами географічних інформаційних систем (ГІС) – екологічні компоненти-геосистеми представляють як цифрові геодані, а відношення між ними реалізують за допомогою функцій алгебри карт.

Залежно від особливостей геосистеми-виводу та функції геопросторового поєднання, ГЕС поділяють на дискретні або континуальні, категорійні або числові, морфогенні або трансморфогенні, а також на статичні (зокрема квазидинамічні) або динамічні. Концепція ГЕС є подальшим розвитком ідеї множинності просторової організації ландшафту.

Основним теоретичним об'єктом інтегрованої геоєкології є тотальна геоєкосистема (Т-ГЕС) як комплексна система, яка інтегрує різноманітні детальні дисциплінарні моделі ландшафту – спеціальні геоєкосистеми (С-ГЕС) – на підставі загальної міждисциплінарної моделі – базової геоєкосистеми (Б-ГЕС). Усі С-ГЕС використовують компоненти Б-ГЕС як частину введів і в такий спосіб забезпечують міжсистемні зв'язки у Т-ГЕС. Концепція Т-ГЕС поєднує ідею множинності просторової організації ландшафту з уявленнями про теоретичні об'єкти різних географічних і екологічних наук, зокрема з поняттям тотальної екосистеми людини, за допомогою процесної мережної моделі, орієнтованої на технологію ГІС. Через це концепцію Т-ГЕС можна ефективно реалізовувати у конкретних дослідженнях.

Інтегровану геоєкологію можна поділяти за специфікою предмета та конкретних методів дослідження на фізичну, біотичну та суспільну, а за особливостями реального об'єкта – на локальну, регіональну та глобальну, а також на геоєкологію суходолу та водойм. Локальну геоєкологію суходолу звично називають ландшафтною екологією. Трансдисциплінарна компонента геоєкології відповідає за «інтерфейс» між науковим проєктом та суспільством як поєднанням різних стейкхолдерів. З одного боку, науковці пристосовуються до суспільних умов і пов'язують свої дослідження з кон'юнктурними темами. З іншого боку, вони активно впливають на стейкхолдерів – наприклад, формують суспільні пріоритети щодо оптимізації довкілля. Отже, трансдисциплінарний геоєкологічний проєкт супроводжується консультаціями зі стейкхолдерами на етапах визначення мети і завдань, а також формування та презентації результатів дослідження.

Розділ 3 присвячений Б-ГЕС як загальній міждисциплінарній генетичній моделі ландшафту, яка відображає найважливіші особливості його екологічної й геопросторової організації в межах теперішнього еволюційного стану як інваріанта. Виводом Б-ГЕС є категорійна геосистема наземного покриву як сукупності ґрунтів, біоценозів, артефактів і людського населення, а вводами – категорійні геосистеми рельєфу (разом з ґрунтоутворними відкладами), біоклімату та землекористування (фізіономії наземного покриву), поєднані локальною функцією алгебри карт на підставі генетичної екологічної моделі. За характеристиками наземного покриву розрізняють фактичні та потенційні природні Б-ГЕС. Отже, Б-ГЕС визначаємо як дискретну категорійну статичну морфогенну (генетико-морфологічну) модель ландшафту. Просторову організацію Б-ГЕС можна представляти ієрархічно на підставі розмірності форм рельєфу – від екотопу до екосфери. Концепція Б-ГЕС впорядковує уявлення про нерівнозначність компонентів і факторів природного комплексу «генетичного» ландшафтознавства, розширює ці уявлення з позицій вчення про культурний (антропогенний) ландшафт і про потенційну природну рослинність та інтерпретує за допомогою процесного системного підходу, орієнтованого на технологію ГІС.

Б-ГЕС може бути покладена в основу організації геопросторової інформації про ландшафтні умови й ресурси різних державних кадастрів для підвищення позиційної точності, гармонізації атрибутів та оптимізації обсягу баз даних. Крім того, Б-ГЕС є ефективним джерелом геопросторової інформації про ландшафти й екосистеми, яка вимагається нормативними документами щодо розроблення планів територіального розвитку та ор-

ганізації природоохоронних територій. Водночас, для ефективного менеджменту екосистемних послуг Б-ГЕС необхідно конкретизувати й доповнювати за допомогою С-ГЕС. Делімітацію компонентів-геосистем Б-ГЕС, їхню інтеграцію й аналіз тепер здійснюють першочергово на підставі цифрових даних геотеледетекції, а також тематичної, зокрема польової, інформації в середовищі ГІС.

У **Розділі 4** розглянули основні категорії С-ГЕС, які деталізують і доповнюють Б-ГЕС специфічною дисциплінарною інформацією у рамках голістичної ландшафтної моделі Т-ГЕС. С-ГЕС реалізують за допомогою наявних дисциплінарних геопросторових процесних моделей у такий спосіб, щоб принаймні одним із їхніх введів була геосистема наземного покриття як вивід Б-ГЕС. На відміну від Б-ГЕС, С-ГЕС часто бувають числовими континуальними. Статичні морфогенні С-ГЕС, які наслідують просторову структуру Б-ГЕС, є найпростішими дисциплінарними ландшафтними моделями. Складнішими є статичні трансморфогенні С-ГЕС, – наприклад, водозборів, видозборів, зоотичних оселищ або транспортної досяжності ландшафтних ресурсів, – які відображають латеральні ландшафтні потоки, що перетинають межі морфогенних Б-ГЕС. Саме такі моделі тепер застосовують для інвентаризації та оцінки екосистемних послуг, а їхня реалізація неможлива без технологій ГІС. Якщо відношення між числовими екологічними компонентами у фізичних С-ГЕС часто реалізують на підставі рівнянь як детерміністські, то в біотичних ландшафтних моделях переважно застосовують стохастичний підхід, який передбачає ймовірнісну характеристику міжкомпонентних відношень. Найперспективнішими та найскладнішими є динамічні С-ГЕС – ландшафтні симулятори. Вони дають змогу досліджувати еволюцію ландшафтів за сценаріями зміни їхніх природних і суспільних факторів. Тому ландшафтні симулятори можна розглядати як інструменти стратегічного менеджменту екосистемних послуг в умовах зміни клімату й суспільних відносин. Якщо статичні С-ГЕС реалізують звичайними засобами ГІС, то ландшафтні симулятори створюють за допомогою спеціалізованого програмного забезпечення (ПЗ). Серед фізичних динамічних С-ГЕС розглянули екогідрологічну модель *SWAT*, серед біотичних – модель лісового ландшафту *LANDIS-II*, а серед суспільних – модель землекористування *CLUE*. Отже, концепція С-ГЕС є простим, але ефективним, підходом для інтеграції спеціалізованих дисциплінарних методів у рамках усебічного міждисциплінарного дослідження ландшафту.

Розділ 5 ілюструє викладені вище концептуальні та методичні підходи на прикладі конкретної Т-ГЕС, створеної для території площею 293 км² у басейнах річок Апшиці й Малої Шопурки на Закарпатті. Для цього використали різні топографічні й тематичні геодані, а також літературні джерела. Геодані опрацювали переважно за допомогою ПЗ *ArcGIS* з розширенням *Spatial Analyst*. Б-ГЕС на рівні класів екотопів виділили на підставі геоморфологічної та біокліматичної автоматизованих класифікацій цифрової моделі висот, а для побудови моделі генетичних відношень між компонентами використали польову інформацію та літературу. Також визначили гемеробіотичний стан екотопів і розрахували за екорегіонами розподіл потенційних природних рослинних формацій та фрагментованість фактичного лісового покриття.

Для дослідження теперішнього стану екосистемних послуг застосували кілька типів статичних трансморфогенних С-ГЕС. Для інвентаризації постачальних та водорегулювальних послуг лісових екосистем використали водозбірну модель. Для оцінки доступності лісових ресурсів генерували континуальну С-ГЕС віддаленості лісу від автодоріг, яка бере до уваги «опірність» місцевості трелюванню та вік деревостанів. За допомогою

управлінських С-ГЕС здійснили порівняльний аналіз площ та продуктивності лучних екосистем сільських громад; а видозбірні С-ГЕС дали уявлення про краєвидне різноманіття території як одну із категорій культурних екосистемних послуг. Для ретроспективного аналізу еволюції лісистості протягом останніх десятиліть застосували квазідинамічну С-ГЕС, побудовану за допомогою різночасових космозображень *Landsat*. Вона дала змогу з'ясувати обсяги та особливості нещодавньої динаміки лісового покриття за класами екотопів.

Для визначення майбутньої еволюції лісового ландшафту використали симулятор *LANDIS-II*. Для роздільного визначення ефектів клімату та режиму дистурбацій (вітровалів та інвазій короїда смереки) на видовий склад лісових екосистем і на обсяги депонованого карбону, симулятор параметризували за чотирма сценаріями – стабільного базового клімату другої половини XX століття та зміни клімату за сценарієм *RCP6.0*, кожен у версії як з дистурбаціями, так і без них. Висновками симулятора стали хронологічні ряди геосистем та графіки, які відображають зміни в геопросторі й часі видового складу деревостанів та запасів депонованого карбону.

Ключові слова: географія, екологія, геоекологія, геоматика, геоекосистема, геосистема, екосистем, екотоп, екохора, екорегіон, екосфера, ландшафт, динаміка, трансдисциплінарність.

Abstract

Kruhlov I (2020) Transdystsyplinarna geoekologiya: monografiya [Transdisciplinary geoeology: monograph]. Franko National University, Lviv. 292 pp (In Ukrainian)

The monograph substantiates transdisciplinary geoeology as a holistic science dealing with a geospatial dimension of ecological processes, which supports ecosystem service management in close cooperation with stakeholders. Transdisciplinary geoeology uses methods of different geographic and ecological disciplines, integrates them on the basis of the geoeological concept as a total geoecosystem, and implements via geomatics technology. Five chapters constitute the main part of the monograph.

Chapter 1 contains comprehensive analysis of scientific, technological, and societal conditions affecting geoeology. Firstly, transdisciplinarity and system approach were considered. According to them, complex real objects of integrated (inter- and transdisciplinary) studies – complexes – are regarded as total complex systems – whole-embracing expandable process models. Secondly, we analyzed different interpretations of geoeology and found out that, despite considerable differences, all of them share the idea of a geoecosystem (GES) as a theoretical object, which is a product of geospatial and ecological approaches. Thirdly, it was shown that theoretical objects of ecological approach are ecosystems as process environmental models, while geosystems are objects of geospatial approach as morphological models of the Earth's surface. Fourthly, we briefly discussed geomatics as an information technology, which affords efficient implementation of geospatial ecological models. Fifthly, analysis of societal situation, particularly of international and national legislation, shows that sustainable development is now associated with ecosystem management for optimization of ecosystem services.

Chapter 2 defines and refines general contents of transdisciplinary geoeology – its objects, subjects, methods, scientific and practical tasks, disciplinary organization, as well as the modes of interaction with the stakeholders. Real (empirical) objects are geoeological complexes (landscapes) as associations of different physical, biotic, and societal phenomena of the Earth's surface differentiated in space and time. General theoretical objects of geoeology are different kinds of complementary GESs – geospatial process models, which reduce landscape organization to a relatively simple network of controlling (inputs) and controlled (outputs) components-geosystems. GES outputs are associated with emerging landscape properties as study subjects. Such an approach affords interpreting different geo-, bio-, and sociocentric landscape models as GESs. GESs can be efficiently delineated via geographic information system (GIS) techniques – ecological components-geosystems can be represented as geodatasets, while relations between them can be realized via map algebra functions. Depending on the properties of the output and the function of spatial coupling, GESs can be divided into discrete or continuous, categorical or numerical, morphogenic or transmorphogenic, as well as static (incl. quasi-dynamic) and dynamic. The GES concept is a further development of the idea of multiplicity of landscape spatial structure.

The main theoretical object of integrated geocology is a total geoecosystem (T-GES) as a complex system, which integrates different disciplinary landscape models – special geoecosystems (S-GESs) – on the basis of a general interdisciplinary model – a base geoecosystem (B-GES). All S-GESs use B-GES components as partial inputs, and in such a way secure inter-system connections within the T-GES. The T-GES concept integrates the idea of landscape spatial structure multiplicity with the notions about theoretical objects of different geographical and ecological sciences and about the Total Human Ecosystem in particular, using the process network model, which is oriented on the GIS technology. Therefore, the T-GES concept can be efficiently realized in case studies.

Integrated geocology can be divided into physical, biotic, and social according to subjects and methods used. There can be distinguished local, regional, and global, as well as terrestrial and marine geocology. Local terrestrial geocology is alternatively named landscape ecology. The transdisciplinary component of geocology ensures interface between a scientific project and the society as an assemblage of different stakeholders. On the one hand, scientists accommodate their research to the social situation. On the other hand, they actively affect stakeholders – formulate societal priorities for the environmental development, etc. Thus, a transdisciplinary geoeological project envisages stakeholder involvement at the phases of the goal and objectives setting as well as presentation of the study results.

Chapter 3 describes B-GES as a general interdisciplinary genetic landscape model, which represents the most significant features of the landscape's ecological and spatial organization within the current evolutionary state as an invariant. The B-GES output is a categorical geosystem of land cover as an assemblage of soils, biotic communities, artifacts, and human population, while the inputs are categorical geosystems landforms (together with soil parent rock), bioclimate, and land use (land cover physiognomy) integrated by a local map algebra function on the basis of a genetic ecological model. The land cover features afford distinguishing actual and potential natural B-GESs. Thus, B-GES is a discrete categorical static morphogenic landscape model. B-GES spatial structure can be represented hierarchically based on the spatial dimensions of landforms ranging from an ecotope to the ecosphere. The B-GES concept puts to order the idea of “genetic” landscape science about the non-equivalence between components and factors of the natural complex, expands these ideas from the standpoints of cultural (anthropogenic) landscape studies and of potential natural vegetation, and interprets them using process system approach, which is oriented on GIS technology.

B-GES can be used to organize geospatial information about landscape conditions and resources for different state cadasters to improve positional accuracy, harmonize attributes, and optimize database volumes. Moreover, B-GESs efficiently provide geospatial information about landscapes and ecosystems, which is required by regulatory documents on spatial development plans and organization of protected areas. At the same time, efficient management of ecosystem services requires B-GESs to be refined and extended with S-GESs. Remotely sensed data, as well as different thematic datasets, including field-observation information, are used to delineate, integrate and analyze B-GES geosystems-components via GIS.

Chapter 4 deals with the main categories of S-GESs, which refine and extend a B-GES by specific disciplinary information within the framework of a holistic landscape T-GES model. S-GESs are realized via existing disciplinary geospatial process models, but one of its inputs, at least, should be the land cover geosystem as the B-GES output. Unlike a B-GES, S-GESs are frequently numerical continual models. Static morphogenic S-GESs, which follow the B-GES spatial structure, are the simplest disciplinary landscape models. Static transmorphogenic S-GESs –

representing, for example, watershed, viewshed, zootic habitat, or transport accessibility – are more complex, because they depicture lateral landscape flows crossing morphogenic B-GES boundaries. Such models are now used for inventories and assessment of ecosystem services, and they cannot be realized without GIS technology. In physical S-GESs, the relationships between numeric ecological components are frequently described as deterministic (using equations), while in biotic landscape models a probability-based stochastic approach is widely used. The most advanced and complex are dynamic S-GESs – landscape simulators. They afford studying landscape evolution according to scenarios of natural and societal change. Therefore, landscape simulators can be regarded as instruments for the strategic management of ecosystem services under climate and societal change. While static S-GESs can be implemented via standard GIS techniques, landscape simulators are realized as special software. We provided an overview of the ecohydrological SWAT model as an example of physical simulators, the forest landscape change model LANDIS-II as a case of a biotic simulator, and the land use change model CLUE as an example of a societal simulator. Thus, the S-GES concept is a simple, but efficient approach for the integration of specific disciplinary methods into the framework of a comprehensive interdisciplinary landscape study.

Chapter 5 illustrates the described conceptual and methodic approaches by the case study of the T-GES delineated for an area of 293 km² located in the watersheds of the Apshytsia and the Mala Shopurka in the Carpathian Mountains. We used different topographic and thematic geodata, field material as well as literature. The geodata were processed predominantly with ArcGIS Spatial Analyst software. Geomorphic and bioclimatic processing of a digital elevation model was used to delineate B-GES at an ecotope level, while the model of genetic relations between the components was based on literature sources and field information. Then, hemerobiotic state of ecotopes was identified and forest landscape metrics were calculated across the ecoregions.

To study the current state of ecosystem services, we applied several kinds of static transmorphogenic S-GESs. A watershed model was used for the inventory of provisioning and water-regulating services of forest ecosystems. A continuous proximity S-GES, which considers age of the stands and landscape “impedance” to skidding, was applied to evaluate accessibility of forest resources. Administrative S-GES of two rural communities afforded comparative analysis of grassland resources. Viewshed S-GEs were used to study visual diversity of the landscapes as a social ecosystem service. To study the evolution of the forest cover during the last decades, we constructed a quasi-dynamic S-GES using multi-temporal Landsat images. It afforded to analyze the peculiarities of forest cover change across ecotope classes.

To study the future evolution of the forest landscape, we applied LANDIS-II simulator. The simulator was parametrized according to four scenarios – for the stable base climate of the second half of the 20th century and for the climate change scenario according to RCP6.0, each with and without disturbances (windthrow and spruce bark beetle). The simulations were aimed at tracing the evolution of the tree species composition and the volumes of aboveground live carbon. The outputs of the simulator in the form of graphs and chronological geosystem series depict spatiotemporal changes of these landscape properties.

Key words: geography, ecology, geomatics, geoecology, geoecosystem, geosystem, ecosystem, ecotope, ecochore, ecoregion, ecosphere, landscape, dynamics, transdisciplinarity

Зміст

Список скорочень	17
Вступ	18
Розділ 1. Фактори формування трансдисциплінарної геоєкології	
1.1. Загальнонаукові основи	26
1.1.1. <i>Феномен трансдисциплінарності</i>	26
1.1.2. <i>Системний підхід</i>	29
1.2. Геоєкологія: одна назва – різний зміст	39
1.3. Геопросторовий і екологічний підходи	45
1.3.1. <i>Геопросторовий підхід</i>	45
1.3.2. <i>Екологічний підхід</i>	47
1.3.3. <i>Екологічний підхід у географії</i>	55
1.4. Технологія геоматики	57
1.5. Суспільні запити	59
1.5.1. <i>Виклики постіндустріального природокористування</i>	59
1.5.2. <i>Законодавчо-нормативне середовище</i>	60
Висновки до Розділу 1	63
Розділ 2. Методологічні основи трансдисциплінарної геоєкології	
2.1. Загальний зміст трансдисциплінарної геоєкології	68
2.2. Геоєкологічний комплекс (ландшафт) як реальний об'єкт	74
2.3. Геоєкосистеми (ГЕС) як теоретичні об'єкти – моделі ландшафту	81
2.4. Тотальна геоєкосистема (Т-ГЕС) та її підсистеми	89
2.5. Трансдисциплінарна компонента геоєкології	92
2.6. Дизайн трансдисциплінарного геоєкологічного проєкту	96
Висновки до Розділу 2	99
Розділ 3. Базова геоєкосистема – Б-ГЕС	
3.1. Екологічна організація Б-ГЕС	102
3.2. Морфологічна організація Б-ГЕС	111
3.3. Динамічна організація Б-ГЕС	131
3.4. Практичне застосування Б-ГЕС	132
3.5. Методи дослідження Б-ГЕС	135
3.5.1. <i>Дизайн організації Б-ГЕС</i>	135
3.5.2. <i>Джерела даних</i>	137
3.5.3. <i>Делімітація компонентів-геосистем Б-ГЕС</i>	139
3.5.4. <i>Інтеграція компонентів та ідентифікація відношень</i>	144
3.5.5. <i>Аналіз організації делімітованих Б-ГЕС</i>	147
3.5.6. <i>Польові обстеження</i>	149
Висновки до Розділу 3	153

Розділ 4. Спеціальні геоекосистеми – С-ГЕС

4.1.	Морфогенні С-ГЕС	156
4.1.1.	Фізичні морфогенні С-ГЕС	156
4.1.2.	Біотичні морфогенні С-ГЕС	161
4.1.3.	Суспільні морфогенні С-ГЕС	163
4.2.	Трансморфогенні С-ГЕС	165
4.2.1.	Фізичні трансморфогенні С-ГЕС	166
4.2.2.	Біотичні (зоотичні) трансморфогенні С-ГЕС	169
4.2.3.	Суспільні трансморфогенні С-ГЕС	174
4.3.	Ландшафтні симулятори як динамічні С-ГЕС	179
4.3.1.	Фізичні ландшафтні симулятори: екогідрологічна модель SWAT	180
4.3.2.	Біотичні ландшафтні симулятори: модель лісової сукцесії LANDIS-II	182
4.3.3.	Суспільні ландшафтні симулятори: модель емлекористування CLUE	185
	Висновки до Розділу 4	186

Розділ 5. Геоекосистеми басейнів Апшиці та Малої Шопурки

5.1.	Географічне положення та геоекологічні фактори	190
5.2.	Дизайн дослідження та використані матеріали	193
5.3.	Базові геоекосистеми	195
5.3.1.	Особливості дослідження	195
5.3.2.	Літогенні компоненти	196
5.3.3.	Біокліматичні компоненти	202
5.3.4.	Компоненти потенційного природного наземного покриву	203
5.3.5.	Компоненти фактичного наземного покриву	210
5.4.	Статичні спеціальні геоекосистеми	220
5.4.1.	Водозбірна геоекосистема: інвентаризація лісових екосистемних послуг	220
5.4.2.	Геоекосистема віддаленості: доступність лісових ресурсів	224
5.4.3.	Видозбірні геоекосистеми: кількісна характеристика краєвидів як культурних екосистемних послуг	226
5.4.4.	Управлінська геоекосистема: лучні ресурси сільських громад як постачальні екосистемні послуги	229
5.5.	Квазідинамічна спеціальна геоекосистема: ретроспективна динаміка лісового ландшафту	230
5.6.	Динамічна геоекосистема: майбутня природна еволюція лісового ландшафту	235
	Висновки до Розділу 5	246

Загальні висновки 249**Література** 256**Додаток 1. Бланк польового опису екона в межах інвентаризаційної ділянки.....** 282**Додаток 2. Бланк польового опису екотопу** 285**Додаток 3. Словник концептуальних геоекологічних термінів.....** 286

Список скорочень

АТО	– адміністративно-територіальна одиниця
Б-ГЕС	– базова геоекосистема
БД	– база даних
ГЕС	– геоекосистема
ГІС	– географічна інформаційна система
ГТК	– гідротермічний коефіцієнт
ЕЕБ	– економіка екосистем і біорізноманіття
ЗЗП	– загальна залісена площа
ІТ	– інформаційна технологія
ЛТС	– ландшафтна територіальна структура
НЖБ	– надземна жива біомаса
НЖК	– надземний живий карбон
ПЗ	– програмне забезпечення
ПНП	– потенційний природний наземний покрив
ПТК	– природний територіальний комплекс
СУБД	– система управління базою даних
САТ	– сума активних температур
С-ГЕС	– спеціальна геоекосистема
Т-ГЕС	– тотальна геоекосистема
ФНП	– фактичний наземний покрив
ЦМВ	– цифрова модель висот
SRTM	– <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> (Радарна топографічна місія (Спейс) Шатла)

Вступ

Актуальність дослідження. Як і раніше, прикладні географічні науки орієнтуються на підтримку сталого розвитку (United Nations, 2015a), особливо у сфері геопросторового планування (напр., Steiner, 2008). Тепер сталий розвиток інтерпретують на підставі уявлень про екосистемні послуги (Costanza et al., 1997) та екосистемний менеджмент (de Groot et al., 2010), які покладено в основу міжнародної (UNEP, 2015) та вітчизняної (ВРУ, 2019) політики природокористування. Особливу увагу суспільства привертає невизначеність майбутнього екосистемних послуг, зумовлена зміною клімату (United Nations, 2015b). А для країн із перехідною економікою, до яких належить Україна, ця невизначеність посилюється реформуванням суспільних відносин у сфері природокористування, особливо у сільському й лісовому господарствах.

Уже проведені численні глобальні й регіональні, дисциплінарні й міждисциплінарні дослідження, спрямовані на інвентаризацію й оцінку теперішніх і майбутніх екосистемних послуг (напр., Costanza et al., 2014; Grodzynski, 2017; Grunewald, Bastian, 2015; MEA, 2005), які тепер опираються на моделі, реалізовані за допомогою інформаційних технологій (ІТ) (напр., Bagstad et al., 2013; Grêt-Regamey et al., 2017). У таких дослідженнях використовують різні геопросторові конфігурації, – екосистемні послуги інвентаризують за адміністративними й політичними територіальними одиницями, водозборами, класами наземного покриву, екорегіонами тощо, – і це породжує проблеми сумісності ре-

зультатів та їхньої інтеграції у плани територіального розвитку. Тому постає питання вироблення єдиної концепції геопросторової організації екологічних комплексів для інтегрованого менеджменту екосистемних послуг. Відповідь на це питання лежить у компетенції геоекології (ландшафтної екології, ландшафтознавства) як міждисциплінарної науки, сформованої на стику географії й екології (напр., Гродзинський, 2014; Шищенко, Гавриленко, 2018; Bastian, Steinhardt, 2002; Turner et al., 2001). Попри певний прогрес в адаптації ландшафтної концепції до потреб менеджменту екосистемних послуг (напр., Angelstam et al., 2013; Grunewald, Bastian 2015), все ще не сформовані та обґрунтовані теоретичні засади й методичні прийоми інтеграції різноманітної дисциплінарної (фізичної, біотичної та суспільної) геопросторової інформації на підставі голістичної ідеї ландшафту, сучасних ІТ-методів та практичних потреб суспільства.

Метою цього дослідження є обґрунтування трансдисциплінарної геоекології як голістичної науки, яка вивчає геопросторові аспекти екологічних процесів і забезпечує підтримку менеджменту екосистемних послуг у взаємодії зі стейкхолдерами (заінтересованими сторонами у суспільстві). Ця наука використовує методи різних географічних і екологічних дисциплін, які інтегрує на підставі концепції геоекологічного комплексу (ландшафту) як поєднання комплементарних *геоекосистем* (ГЕС) і реалізує за допомогою технологій геоматики. Для досягнення такої мети необхідно вирішити кілька комплексних **завдань**:

1. Усебічно проаналізувати наукове, технологічне й суспільне середовища формування трансдисциплінарної геоєкології;
2. На підставі проведеного аналізу визначити й деталізувати загальний зміст трансдисциплінарної геоєкології – її об'єкти, предмети, методи, наукові та практичні завдання, дисциплінарну організацію, а також способи взаємодії зі стейкхолдерами;
3. Обґрунтувати та класифікувати, з позицій релятивістського світогляду, системного підходу й технологій геоматики, загальні теоретичні об'єкти геоєкології – ГЕС як комплементарні процесні моделі реальних ландшафтів;
4. Обґрунтувати організацію голістичного теоретичного об'єкта, – **тотальної геоєкоосистеми** (Т-ГЕС), – як мережного поєднання міждисциплінарної **базової геоєкоосистеми** (Б-ГЕС) та дисциплінарних **спеціальних геоєкоосистем** (С-ГЕС);
5. Визначити особливості Б-ГЕС як загальної генетичної міждисциплінарної моделі ландшафту, яка слугує інтеграційною платформою для С-ГЕС у рамках Т-ГЕС – її екологічну, морфологічну та динамічну організації, методи делімітації й аналізу, сфери практичного застосування;
6. Розглянути основні класи фізичних, біотичних та суспільних С-ГЕС як дисциплінарних ландшафтних моделей, які деталізують і розширюють Б-ГЕС у рамках Т-ГЕС. Зокрема описати найпоширеніші статичні морфогенні та трансморфогенні моделі, а також динамічні ГЕС (ландшафтні симулятори), та навести приклади їхнього практичного застосування;
7. Для унаочнення зазначених концептуально-методичних і технологічних підходів створити Т-ГЕС конкретної території з використанням локальних і регіональних Б-ГЕС, а також основних

класів С-ГЕС, зокрема на основі симулятора лісового ландшафту *LANDIS-II*.

Об'єктом цього дослідження є геоєкологія як трансдисциплінарна природничо-суспільна географічна наука, яка базується на голістичній концепції Т-ГЕС і зорієнтована на менеджмент екосистемних послуг. **Предметом** дослідження є середовище формування, концептуально-теоретичні основи, методи, особливості практичного застосування, а також конкретні регіональні приклади інтегрованих (між- і трансдисциплінарних) геоєкологічних студій.

Методи, на які опирається це дослідження, запозичені з різних географічних та екологічних дисциплін. Ці методи інтерпретовані з позицій загальнонаукових уявлень про трансдисциплінарність (напр., Maх-Neef, 2005) і комплексні системи (напр., Cilliers, 1998), інтегровані на підставі екологічного й геопросторового підходів ландшафтної екології (напр., Гродзинський, 2014; Bastian, Steinhart, 2002; Turner et al., 2001) і реалізовані за допомогою технологій геоматики як науки про здобування, опрацювання та представлення цифрових геоданих (ISO/TC 211, 1998). Концепція ГЕС, запропонована в цій роботі, передбачає інтеграцію компонентів за допомогою різноманітних функцій алгебри карт географічних інформаційних систем (ГІС). Експериментальну частину роботи виконали головню за допомогою програмного забезпечення (ПЗ) *ArcGIS Desktop* з розширенням *Spatial Analyst* (McCoy et al., 2002) та спеціалізованими геоєкологічними інструментами, на зразок *Patch Analyst* (Elkie et al., 1999) та *Corridor Designer* (Jenness et al., 2013). Також застосували ПЗ для опрацювання даних геотеледетекції та статистичного аналізу. Для делімітації літогенних просторових структур використали методи цифрової геоморфометрії (Hengl, Reuter, 2008), а для визначення морфології наземного покриття – автоматизовану класифікацію цифрових спектрально-аналітичних космозо-

бражень (Lillesand et al., 2015). Динамічну С-ГЕС лісового ландшафту реалізували за допомогою симулятора *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007). Також представили оновлену методику польових експедиційних геоекологічних обстежень, орієнтовану на сучасні ІТ. **Матеріалом** для роботи слугували численні публікації щодо теорії й методики географічних і екологічних досліджень, а також власні напрацювання автора, опубліковані у міжнародних і вітчизняних фахових журналах, збірках статей і монографіях. Експериментальні (емпіричні) дані, зокрема цифрові геодані й польова інформація, використані в цій праці, отримані з відкритих джерел, зібрані або створені автором особисто чи у співпраці з колегами під час спільного виконання досліджень, на що зроблені відповідні посилання у тексті.

Наукова новизна цієї роботи полягає в усебічному обґрунтуванні геоекології як сучасної трансдисциплінарної науки про Т-ГЕС, яка ґрунтується на геопросторовому й екологічному підходах, реалізується засобами геоматики й орієнтується на менеджмент екосистемних послуг у взаємодії зі стейкхолдерами. Це обґрунтування зробили не лише на концептуально-теоретичному рівні, але й поєднали з теперішніми ІТ-методами та підтвердили дослідженнями конкретних територій. Для цього використали найсучаснішу міжнародну (англомовну) літературу, німецько-, російсько- та україномовні джерела, а також значний емпіричний матеріал, здобутий автором у процесі виконання різних науково-прикладних проєктів. Зокрема вперше:

1. Окреслили загальний зміст інтегрованої (транс- і міждисциплінарної) геоекології на підставі детального і всебічного дослідження сучасних передумов її формування: наукових, технологічних і суспільних. Для цього спочатку впорядкували розуміння об'єктів і предметів науки з погляду трансдисциплінарності й уявляли

про процесні та комплексні системи. Тоді класифікували різні інтерпретації змісту геоекології за об'єктами та предметами дослідження й порівнювали з іншими географічними науками для виявлення «двійників». Після цього, з позицій системної теорії та сучасних ІТ-методів, з'ясували особливості геопросторового й екологічного підходів, покладені в основі методології геоекології. Крім того, проаналізували теперішню суспільну кон'юнктуру, зокрема міжнародне й вітчизняне законодавство, з огляду на прикладну реалізацію геоекології як трансдисциплінарної науки. Це дало змогу визначити геоекологічний комплекс як реальний (емпіричний) об'єкт геоекології, а різні типи ГЕС – як теоретичні об'єкти. Трансдисциплінарну складову інтегрованої геоекології окреслили як соціологічний інструмент адаптивної взаємодії між науковим проєктом і стейкхолдерами для досягнення практичної мети;

2. Визначили й обґрунтували загальні теоретичні об'єкти геоекології з позицій релятивістського світогляду, системного підходу й технології ГІС. Зокрема впорядкували наявні уявлення про екологічну (субстанційну), морфологічну (просторову) та динамічну (часову) організації ландшафту як реального об'єкта – геоекологічного комплексу. Тоді сформулювали ідею ГЕС як загального теоретичного об'єкта – геопросторової процесної (кібернетичної) моделі ландшафту, яка поєднує його компоненти-властивості за допомогою операторів (процесів, функцій), реалізованих засобами алгебри карт ГІС. Компоненти ГЕС відображають диференційовані у геопросторі екологічні властивості ландшафту як категорійні або числові геосистеми у формі цифрових геоданих. «Провідні» компоненти формують вводи процесних моделей, а «підпорядковані» – виводи. Виводи асоціюють з емергентними ландшафтними властивостями як предметами дослідження. Такий підхід дає змогу інтерпретувати й реалізувати

як ГЕС різноманітні геомо-, біо- або соціоцентричні ландшафтні моделі. Також розробили загальну багатовимірну дихотомічну класифікацію, на підставі якої розрізняють дискретні або континуальні, категорійні або числові, морфогенні або трансморфогенні, а також статичні (зокрема квазідинамічні) або динамічні ГЕС. Концепція ГЕС розвиває уявлення про множинність просторової організації ландшафту (Гродзинський, 2005; Раман, 1972);

3. Визначили й обґрунтували голістичний теоретичний об'єкт інтегрованої геоекології – Т-ГЕС, – як мережу поєднаних комплементарних ГЕС, яку можна деталізувати й розширювати у міру накопичення знань про ландшафт. Інтеграційною основою Т-ГЕС є загальна міждисциплінарна генетична модель ландшафту – Б-ГЕС. Її вивід одночасно слугує вводами для дисциплінарних моделей, – С-ГЕС, – які деталізують окремі аспекти організації ландшафту. Концепція Т-ГЕС поєднує ідею множинності просторової організації ландшафту з об'єктами різних географічних наук та уявленням про тотальну екосистему людини (Naveh, 2000a, b) за допомогою процесної мережної моделі, орієнтованої на технологію ГИС. Через це її можна ефективно реалізовувати у конкретних дослідженнях.

4. Сформуvalи й обґрунтували уявлення про Б-ГЕС як загальну міждисциплінарну генетичну модель ландшафту, яка слугує інтеграційною платформою для інших дисциплінарних моделей у рамках Т-ГЕС. Для цього запропонували цілісну концепцію екологічної, морфологічної й динамічної організації Б-ГЕС; розглянули практичне застосування цієї моделі, зокрема у сфері територіального планування; а також окреслили камеральні та польові методи делімітації й аналізу Б-ГЕС, орієнтовані на технологію геоматики. Концепція Б-ГЕС є подальшим розвитком уявлень німецько- та російськомовного

вчення про геокомплекси (Исаченко, 1991; Naase, 1991), які інтерпретували з позицій процесного системного підходу. Отже, вводами Б-ГЕС є характеристики рельєфу, ґрунтотворних відкладів, клімату й землекористування, а виводом – властивості наземного покриву як поєднання ґрунтів, біоценозів і техногенних об'єктів, які забезпечують екосистемні послуги. Наслідуючи геоботанічний підхід (Zerbe, 1998), на підставі властивостей наземного покриву розрізняють фактичні й потенційні природні Б-ГЕС.

5. Сформуvalи й обґрунтували уявлення про С-ГЕС як комплементарні дисциплінарні фізичні, біотичні або суспільні моделі ландшафту, які доповнюють або деталізують Б-ГЕС у рамках Т-ГЕС. Основою С-ГЕС можуть слугувати наявні дисциплінарні моделі ландшафту, – наприклад, статична корелятивна модель площинної ерозії *RUSLE* (Renard et al., 1991) або динамічна механістична модель (симулятор) лісового ландшафту *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007), – які параметризують з використанням геосистеми наземного покриву як виводу Б-ГЕС. С-ГЕС бувають як морфогенними – якщо наслідують геопросторову конфігурацію Б-ГЕС, так і трансморфогенними – коли відображають латеральні ландшафтні потоки, які перетинають просторові межі Б-ГЕС. Трансморфогенними є, наприклад, водозбірні гідрологічні моделі ландшафту. Концепція С-ГЕС дає змогу гармонізувати й інтегрувати методи географічних дисциплін у трансдисциплінарні геоекологічні дослідження за допомогою технології геоматики.

6. Перевірили ефективність запропонованих концептуально-методичних і технологічних підходів дослідженнями конкретних територій у Карпатах (Дедатус та ін., 2010; Круглов, 2002, 2005a, 2008, 2014; Круглов, Божук, 2004a, б; Круглов та ін., 2010, 2012a, б, 2013; Кулачковський, Круглов, 2008, 2009, 2016; Смалій-

чук, Круглов, 2010; Baumann et al., 2011; Deodatus et al., 2013; Kruhlov et al., 2018a; Kuemmerle et al., 2007, 2008, 2009, 2010; Smaliychuk, Kruhlov, 2013; Tasenkevich et al., 2011), а також у басейнах Дністра (Круглов, 2004б, 2005б; Круглов та ін., 2004; Kruhlov et al., 2008a, b; Roth et al., 2008) і Західного Бугу (Круглов, 2015; Krengel et al., 2018; Schanze et al., 2011), на території міста Львова (Круглов, 1997; Круглов, Миллер, 1993; Krouglov, 1999). Крім того, для конкретного уяочення підходів трансдисциплінарної геоєкології, у цій роботі детально описали методи й результати делімітації й аналізу Т-ГЕС модельної території площею 293 км², розташованої у Карпатах. Зокрема делімітували та проаналізували Б-ГЕС локальної й регіональної розмірностей, а також кілька типів статичних трансморфогенних дискретних і континуальних С-ГЕС: водозбірну, видозбірну, транспортної доступності лісових ресурсів й адміністративну. Для визначення ретроспективної динаміки лісового ландшафту створили квазідинамічну С-ГЕС на основі різночасових космозображень, а для дослідження майбутньої еволюції лісових екосистемних послуг за сценаріями зміни клімату застосували динамічну С-ГЕС на основі симулятора *LANDIS-II*.

Особистий внесок автора полягає в концептуалізації змісту трансдисциплінарної геоєкології, формулюванні та обґрунтуванні її теоретичних, методичних, технологічних і прикладних положень, а також в опрацюванні більшої частини емпіричного матеріалу, на який опирається це дослідження. Це підтверджують попередні публікації автора, покладені в основу монографії.

Апробація матеріалу, опублікованого у цій монографії, проведена на численних конференціях, серед яких відзначимо такі міжнародні: «Natural Forests in the Temperate Zone of Europe – Values and Utilisation», Mukacheve, 13-17.10.2003

(Kruhlov, 2003); «Landscape Science – Traditions and Trends», Lviv, 8-9.09.2004 (Kruhlov, 2004); «Integrated Management of Natural Resources in the Transboundary Dniester River Basin», Chisinau, Moldova, 16-17.09.2004 (Круглов, Нобис, 2004); «Critical Areas in a Landscape: From Theory to Mapping and Management», Tbilisi, Georgia, 3-10.05.2005 (Kruhlov, 2005); «Landscape Classification: Theory and Practice», Warsaw, Poland, 15-17.06.2007 (Kruhlov et al., 2007); «Science for the Carpathians: S4C. Strategy Development and Networking Workshop», Kraków, Poland, 27-28.05.2008 (Kruhlov, 2008); «The First Forum Carpathicum. Integrating Nature and Society Towards Sustainability», Kraków, Poland, 15-18.10.2010 (Smaliychuk, Kruhlov, 2010); «The Forum Carpathicum 2012. From Data to Knowledge, from Knowledge to Action», Stará Lesná, Slovakia, 30.05-2.06.2012 (Kruhlov et al., 2012); «Географічна наука і практика: виклики епохи», Львів, 16-18.05.2013 (Круглов та ін., 2013a); «Forum Carpathicum 2016. Future of the Carpathians: Smart, Sustainable, Inclusive», Bucharest, Romania, 28-30.09.2016 (Kruhlov et al., 2016); «Forum Carpathicum 2018. Adaptation of Environmental and Social Risks in the Carpathian Mountain Region», Eger, Hungary, 15-18.10.2018 (Kruhlov et al., 2018b).

Зв'язок з науковими темами та грантами. Значна частина цього дослідження виконана у рамках науково-дослідної тематики кафедри фізичної географії ЛНУ ім. І. Франка: «Формування інформаційного середовища сталого розвитку Карпатського регіону України» (номер держреєстрації 0107U002036); «Ландшафтні передумови сталого розвитку Українських Карпат та Волино-Поділля» (0109U004318); «Екологічна, демокультурна, соціально-економічна та геополітична безпека регіону: географічні проблеми на матеріалах карпатських областей України» (0110U001359); «Просторово-ча-

сова організація ландшафтів Волино-Поділля, Українських Карпат і Кримських гір» (0115U003692); «Еволюція, структура, динаміка та оптимізація геокомплексів Українських Карпат і Західно-Українського краю» (0118U000594).

Крім того, у монографії використані матеріали науково-прикладних проєктів, підтриманих закордонними грантами: «Трансформаційні процеси в регіоні Дністра», Міністерство освіти і науки ФРН, ЮНЕСКО, 1999-2005; «Підготовчий проєкт до Програми сталого розвитку басейну р. Тиса», ПРООН, 2001-2002; «Інформація про природні ресурси для менеджменту національних парків польсько-українського пограниччя», Шведський Інститут, 2005-2008; «Розвиток Карпатської екологічної мережі», Міністерство довкілля Нідерландів, 2007-2008; «Реалізація транскордонної екологічної поєднаності Українських Карпат», Міністерство довкілля Нідерландів, 2008-2010; «Інвентаризація лук Українських Карпат», Міністерство довкілля Нідерландів, 2008-2010; «Впровадження стандартів і методів ЕС класифікації оселищ в Україні», Міністерство довкілля Нідерландів, 2009-2011; «Інтегрований менеджмент водних ресурсів Західного Бугу», Міністерство освіти і науки ФРН, 2010-2013; «Менеджмент транскордонних річок», Фонд Фольксвагена, ФРН, 2016-2019.

Практичне значення отриманих результатів. Дані та підходи, описані у цій роботі, були використані для: обґрунтування міжнародної «Програми інтегрованого сталого розвитку Басейну річки Тиса» (2002), реалізованого Регіональним екологічним центром для Центральної і Східної Європи та Регіональним європейським бюро ПРООН (<http://tisa.rec.org/programme.html>); Прочитано: 21.04.2020; Круглов, 2002); створення міжнародної Інформаційної системи біорізноманіття Карпат ([http://www.ccibis.org/carpathian-features/90-fauna-flora-and-](http://www.ccibis.org/carpathian-features/90-fauna-flora-and-habitats-biodiversity-database)

habitats-biodiversity-database; Прочитано: 21.04.2020; Круглов, 2008); обґрунтування Турківського та Буковинського екокоридорів (Деодатус та ін., 2010); створення каталогів лук (Tasenkevich et al., 2011) та оселищ (Проць та ін., 2012) Українських Карпат і Закарпатської низовини. Матеріали цього дослідження використовуються у навчальних університетських курсах з методів геоecологічних досліджень та геоecологічних основ територіального планування. Крім того, підходи, які стосуються інвентаризації та оцінки ландшафтів як ГЕС, можуть бути впроваджені у вітчизняні нормативні документи щодо оптимізації природного довкілля у планах територіального розвитку (напр., Мінрегіонбуд України, 2011) для приведення їх у відповідність до теперішніх суспільних вимог, а також в організацію єдиного державного кадастру земельних ресурсів (напр., Мінрегіонбуд України, 2013).

Структура монографії відображає логіку розкриття мети та завдань дослідження. Окрім вступу, ця книга містить зміст, англо- та україномовні анотації, список скорочень, п'ять основних розділів, загальні висновки, список літератури та три додатки. У Розділі 1 аналізують наукові, технологічні та суспільні чинники змісту трансдисциплінарної геоecології. Розділ 2 окреслює загальний зміст трансдисциплінарної геоecології – її наукові завдання, об'єкти, предмети, дисциплінарну структуру, сфери практичного застосування, а також трансдисциплінарну компоненту, яка стосується позанаукових аспектів впровадження геоecологічних досліджень. Розділи 3 і 4 деталізують підходи щодо делімітації теоретичних об'єктів геоecології – Б-ГЕС і С-ГЕС. Розділ 5 ілюструє концептуальні підходи та методи делімітації й аналізу голістичного об'єкта – Т-ГЕС – на прикладі карпатської гірської території. Основні розділи, які послідовно розкривають завдання дослідження, поділені на підрозділи I-го та II-го порядків, а

також на параграфи, ілюстровані 80 концептуальними рисунками та картами, 40 таблицями та 11 фотографіями, і завершуються висновками. Загальні висновки коротко підсумовують розкриття завдань дослідження та окреслюють новизну результатів. Список літератури складається з 742 позицій, більшість з яких стосується сучасних міжнародних публікацій. Додатки містять дві форми польових геоекологічних описів, а також тлумачний словник концептуальних термінів трансдисциплінарної геоекології. Обсяг основної частини монографії становить понад 19 авторських аркушів.

Подяки. Автор хотів би висловити свою щиру вдячність усім тим, хто оз-

найомився з рукописом монографії та доклався до покращення його якості. Першочергово хочу відзначити офіційних рецензентів – М. Гродзинського, М. Назарука, В. Петліна та П. Шищенка – за доброзичливу критику, конструктивні поради щодо корекції рукопису та за підтримку цієї публікації. Особливу подяку складаю І. Черваньову, який взяв на себе труд ретельно проаналізувати попередній варіант рукопису та доброзичливо вказати на недоліки, які вдалося частково виправити. Також хочу відзначити підказки Р. Гнатюка, В. Брусака та Г. Байрак, які дали змогу усунути деякі некоректні формулювання.

Розділ 1.

Фактори формування трансдисциплінарної геоекології

- 1.1. Загальнонаукові основи – 26**
 - 1.1.1. Феномен трансдисциплінарності – 26*
 - 1.1.2. Системний підхід – 29*
- 1.2. Геоекологія: одна назва – різний зміст – 39**
- 1.3. Геопросторовий і екологічний підходи – 45**
 - 1.3.1. Геопросторовий підхід – 45*
 - 1.3.2. Екологічний підхід – 47*
 - 1.3.3. Екологічний підхід у географії – 55*
- 1.4. Технологія геоматики – 57**
- 1.5. Суспільні запити – 59**
 - 1.5.1. Виклики постіндустріального природокористування – 59*
 - 1.5.2. Законодавчо-нормативне середовище – 60*
- Висновки до Розділу 1 – 63**

1.1. Загальнонаукові основи

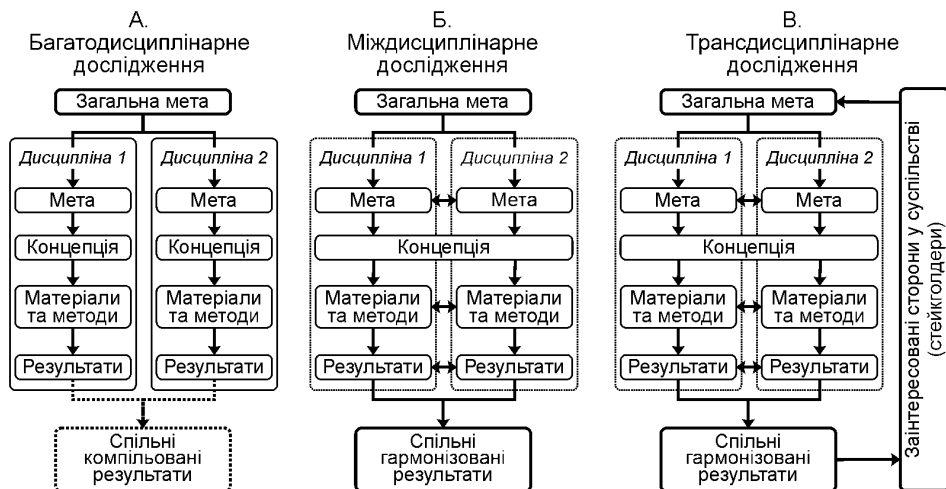
Концептуальні засади геоєкології, як і будь-якої іншої науки, визначають загальнонаукові принципи, які ґрунтовно описані не лише філософами (Bertalanffy, 1950; Kuhn, 1996), але й географами (Пашенко, 1993; Петлін, 2013; Харвей, 1974; Bennett, Chorley, 1978). Тому нижче будуть розглянуті лише деякі загальнонаукові підходи, ключові для розуміння концепції трансдисциплінарної геоєкології. Йтиметься головним чином про феномен трансдисциплінарності, який укоренився в науках про Землю й довкілля, а також про системний підхід, розуміння якого є фундаментальним для наукового пояснення таких складних реальних явищ, як геоєкологічні комплекси.

1.1.1. Феномен трансдисциплінарності

Протягом останніх десятиліть у науковий лексикон увійшов термін «трансдисциплінарність», який використовують поряд зі словами «міждисциплінарність» та «багатодисциплінарність» (Klein, 1990; Klein et al., 2012; Max-Neef, 2005; Nicolescu, 2008; Scholz, Steiner, 2015; Simon, Schiemer, 2015; Tress et al., 2005). Для того, щоб з'ясувати, що собою являє феномен трансдисциплінарності, першочергово необхідно розгледіти поняття наукової дисципліни. Загальноприйнятим є лише широке визначення дисципліни у сенсі, який нас цікавить, як галузі знань або наукового предмету навчання. Тому пропонуємо *наукову дисципліну розуміти як галузь знань, яка має свій особливий концептуально-теоретичний та понятійно-термінологічний апарат, а також специфічні методи дослідження*. Поділ науки на нові дисципліни спричинений нагромадженням інформації та бажанням отримання глибших знань, і є невід'ємним атрибутом її розвитку (Исаченко, 1971).

Розвиток, цілісність та самостійність дисциплін забезпечують афілійовані дослідники, які інтенсивно обмінюються здобутками за допомогою спеціалізованих конференцій, журналів, монографій та підручників. Нові знання, корисні для розвитку дисципліни, але отримані поза її межами, можуть залишатися непоміченими, оскільки сформульовані за допомогою іншого понятійно-термінологічного апарату іншими групами дослідників та опубліковані в інших журналах. Це може призводити до певної ізоляваності дисциплін та гальмувати їхній розвиток. Водночас наукове обґрунтування прикладних проєктів переважно вимагає тісної співпраці між дисциплінами, а також із заінтересованими сторонами у суспільстві (стейкхолдерами). Така вимога й спричинила феномен трансдисциплінарності. Для того, щоби краще висвітлити особливості трансдисциплінарного підходу, порівняємо його з однодисциплінарним, багатодисциплінарним та міждисциплінарним підходами, які відображають різні ступені взаємодії та інтеграції між науковими дисциплінами (Max-Neef, 2005).

Однодисциплінарний підхід обмежується однією науковою дисципліною (галуззю спеціалізації) у межах наукового напрямку, яка має один і той самий об'єкт дослідження, концептуально-теоретичні та методичні основи, зокрема єдиний понятійно-термінологічний апарат. Так звані галузеві, або спеціальні, географічні науки – геоморфологія, кліматологія, гідрологія тощо – можуть слугувати прикладами однодисциплінарних наук. Кожна з таких наук має свою оригінальну методологію та, зокрема, понятійно-термінологічний апарат. Тому термінологія суміжних дисциплін може не узгоджуватися одна з одною. Наприклад, те, що геологи вважають ґрунтово-рослинним шаром, кліматологи можуть називати підстильною поверхнею, а ґрунтознавці – ґрунтовым горизонтом А. У нас однодисциплінарний підхід звично називають галузевим підходом.



■ Рис. 1.1. Порівняльна організація багатодисциплінарного, міждисциплінарного та трансдисциплінарного досліджень

На відміну від багатодисциплінарного дослідження, між- та трансдисциплінарні дослідження відзначаються єдиною концептуальною базою та, зокрема, термінологічним апаратом, а також узгодженим визначенням мети й завдань, спільним використанням матеріалів та методів і, як наслідок, повністю сумісними (гармонізованими) результатами. На додачу, у трансдисциплінарному дослідженні загальну мету визначають з огляду на суспільну кон'юнктуру, а результати використовують також для формування кращого розуміння суспільством проблеми, яку досліджують. Хоча стейкхолдери можуть визначати загальну мету дослідження, вони не повинні впливати на його методологію та результати, які є суто науковими продуктами.

Багатодисциплінарний підхід асоціюємо зі співпрацею різних дисциплін у рамках ширшого наукового напрямку або окремої прикладної дослідницької програми, без гармонізації концепцій та методик. Рівень інтеграції дисциплін обмежується, у кращому випадку, компіляцією кінцевих результатів дослідження (■Рис. 1.1.А). Географія як науковий та освітній напрям (як система географічних наук), що охоплює природничі та суспільні географічні галузеві науки, є типовим втіленням багатодисциплінарного підходу – адже мало що в концептуально-теоретичному та методичному плані об'єднує, наприклад, палеогеоморфологію й політичну географію.

Міждисциплінарний підхід передбачає співпрацю кількох дисциплін з повною інтеграцією їхніх концепцій та гармонізацією методик, яка веде до взаємного збагачення цих дисциплін (■Рис. 1.1.Б). У науковому

просторі колишнього СРСР міждисциплінарні дослідження переважно позначають як «комплексні» (Геренчук та ін., 1975). Оскільки в англійській мові, якою послуговується більшість науковців, латинське слово «комплекс» має дещо інше значення, ніж в українській, то найчастіше міждисциплінарні дослідження альтернативно називають «інтегративними» або «інтегрованими», а міждисциплінарну географію, яка об'єднує природничі та суспільні галузі – інтегрованою географією (напр., Matthews, Herbert, 2004). Результатом міждисциплінарних досліджень у рамках природничої географії є формування концепції ландшафту як природного територіального комплексу – ПТК (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002). Наприклад, концепція ПТК, яка інтегрує концептуально-методичні здобутки галузевих дисциплін природничої географії та екології, дала змогу розробити

методики інвентаризації й оцінки земельних ресурсів (Геренчук та ін., 1975; Исаченко, 1980).

Трансдисциплінарний підхід філософи визначають по-різному (Max-Neef, 2005; Nicolescu, 2008). Однак для нашого випадку найкраще підходить *розуміння трансдисциплінарності як специфічної форми міждисциплінарного підходу, що забезпечує інтеграцію як наукових дисциплінарних знань, так і інформації з не-наукових джерел*. Таке тлумачення трансдисциплінарності зокрема пропонують для інтегративного дослідження ландшафтів (Bastian, Steinhardt, 2002; Tress et al., 2005). Трансдисциплінарність також визначають як нову форму збагачення знань та навчання для вирішення проблем, яка передбачає кооперації різних галузей науки, а також технології та суспільства (Klein et al., 2012; Simon, Schiemer, 2015). «Ненаукові джерела інформації» та «суспільство» представляють стейкхолдери – індивідуальні громадяни, фізичні та юридичні особи (напр., землевласники), громади, громадські організації, місцева та центральна влада, наднаціональні органи тощо, які зацікавлені у вирішенні проблеми (■Рис. 1.1.В).

У концептуальних публікаціях з питань трансдисциплінарності іноді вказують на можливість контролю стейкхолдерами ходу наукового дослідження (напр., Tress et al., 2005). На нашу думку, така ситуація недопустима, оскільки суперечить основоположному принципу науки – неупередженості. Крім того, вона може навіть набувати форми корупційного правопорушення – наприклад, коли йдеться про дослідження у рамках оцінки впливу на довкілля. Тому *пропонуємо трансдисциплінарну компоненту дослідження розглядати лише як своєрідний інтерфейс між наукою та суспільством, який забезпечує інтегративну комунікацію, але не допускає втручання стейкхолдерів у хід наукового дослідження*. Через це проблема трансдисциплінарності як наукове питання лежить

значною мірою у сфері політології та соціології, а не, наприклад, географічної науки.

Отже, стейкхолдерів залучають до визначення загальної практичної мети дослідження. На цьому початковому етапі вони можуть навіть мати повний контроль як замовники і самі формулювати запитання, на які хочуть отримати відповіді за результатами дослідження. Однак реалізація подальших етапів, – ідентифікація та розподіл дослідницьких завдань, побудова концептуальної бази, вибір конкретних матеріалів та методів, отримання та інтерпретація результатів, а також формулювання наукових висновків, – проходить без активної участі зацікавлених сторін. На завершальному етапі науковці доводять до стейкхолдерів у доступній формі відповіді на їхні запитання та беруть участь у подальшій дискусії, яка стосується впровадження наукових результатів (див. ■Рис. 1.1.В). Зауважимо, що така дискусія, яка переважно закінчується компромісними рішеннями та, як наслідок, «деформацією» наукових висновків, належить до позанаукової практичної сфери. Детальніше про трансдисциплінарну компоненту та етапи прикладного геоєкологічного дослідження йдеться в ►Розділах 2.5 і 2.6.

Проблемно-орієнтовані дослідження. Потреба у багато-/між-/трансдисциплінарних дослідженнях виникає у процесі вирішення складних, переважно прикладних, завдань, коли необхідна співпраця різних наук. У такому разі зусилля всіх учасників процесу дослідження спрямовані на вирішення спільної проблеми. Через це, такі дослідження асоціюють із проблемно-орієнтованим підходом. Проблемно-орієнтований підхід набув поширення у математиці, інформатиці, медицині, криміналістиці, інженерії, педагогіці та інших галузях, включно з менеджментом довкілля (de Groot, 1992). Особливість та перевага такого підходу полягають у тому, що він передбачає всебічний розгляд проблеми й залучення найефективніших засобів

її вирішення – без апіорних обмежень щодо переліку методів та, відповідно, дисциплін. Отже, проблемно-орієнтований підхід інтегрує дисципліни не так за методологічною подібністю, як за їхньою корисністю щодо вирішення проблеми. Наприклад, автор цієї публікації був залучений як геоеколог до трансдисциплінарного проекту зі створення екокоридорів в Українських Карпатах і працював у команді разом з фахівцями з популяційної екології ссавців, а також з природоохоронної справи та законодавства (Деодатус та ін., 2010; Deodatus et al., 2013).

Питання провідної дисципліни та об'єкта дослідження. Тісна інтеграція наукових концепцій і методів, передбачена між- та трансдисциплінарним підходами, не виключає наявності певної провідної дисципліни, навколо якої «згуртовуються» інші науки, залучені до дослідження. Як правило, така провідна дисципліна зумовлена тематичним спрямуванням дослідницького проекту. Провідна дисципліна також значною мірою визначає концептуальні основи й понятійно-термінологічний апарат дослідження. Щоправда, у трансдисциплінарних проєктах термінологія часто запозичується з ненаукових джерел – наприклад, із законодавства. Водночас представники провідної дисципліни все одно повинні узгоджувати свої наукові підходи з іншими учасниками для успішної реалізації міждисциплінарного проєкту.

Наприклад, у пілотному проєкті із впровадження в Україні Оселищної директиви ЄС (European Commission, 1992), до якого був залучений автор цієї монографії як геоеколог, провідну роль відігравали фітосоціологи, до яких були також долучені ґрунтознавці, а також спеціалісти з електронної обробки даних та зі спілкування з громадськістю. При цьому об'єкти дослідження, які по суті є ландшафтами або ГЕС, позначили як оселища (англ.: *habitats*) – так само, як в Оселищній директиві ЄС (Проць та ін., 2012).

Складнішими вважаємо трансдисциплінарні дослідження, в яких є кілька провідних дисциплін. У географії такими можуть бути, приміром, проєкти, спрямовані на розробку міжсекторальних територіальних планів сталого розвитку. У такому разі кожен із секторів господарства, розвиток якого обґрунтовує план, представлений своєю дисципліною або, навіть, набором дисциплін. Наприклад, у проєкті щодо сталого розвитку Басейну Верхнього Дністра (Roth et al., 2008) були окремі робочі групи щодо сільсько-, лісо-, водогосподарського та природоохоронного планування території. Але у кожній групі були фахівці з різних дисциплін – зокрема у робочій групі щодо сільськогосподарського планування провідними були економісти та ґрунтознавці. Однак координацію дослідження, гармонізацію даних та інтеграцію кінцевих результатів було покладено на фахівця з геоекології (Kruhlov et al., 2008).

1.1.2. Системний підхід

Системний підхід можна називати, наслідуючи Т. Куна (Kuhn, 1996), загальнонауковою парадигмою – загальновизнаною методологічною основою будь-яких наукових досліджень. Основи системного підходу сформульовані у Загальній теорії систем (Bertalanffy, 1950, 1969) та розвинені у фундаментальних працях, присвячених самоорганізованим (Ashby, 1962), динамічним (Katok, Hasselblatt, 1995), мережним (Newman, 2003), складним (Cilliers, 1998) та, зокрема, складним адаптивним системам (Levin, 1998). Уявлення про системи покладено в основу теорії хаосу (Cambel, 1993), теорії складності (Manson, 2001), а також синергетики в інтерпретаціях Г. Гакена (Haken, 1978) та Р. Фюлера (Edmondson, 1987). Системна теорія тісно пов'язана з кібернетикою як наукою про опрацювання інформації та управління складними явищами як системами (Ashby, 1956). Формалізований системний підхід

також впроваджували у географічні науки (Bennett, Chorley 1978; Chorley, Kennedy, 1971; Krcho, 1978). Визнання системного підходу втілено в теоретичних об'єктах екології та географії – екосистемі (Tansley, 1935) та геосистемі (Сочава, 1963; Stoddart, 1965). Слід також зазначити, що, окрім кібернетики та фізики, саме екологія значною мірою сприяла формуванню системних теорій – наприклад, творець загальної теорії систем Л. фон Берталанфі був продуктивним дослідником-біоєкологом (Davidson, 1983).

Системи та комплекси. Системний підхід передбачає інтерпретацію та дослідження як матеріальних (напр., ландшафтів), так і ідеальних (напр., наукових ідей) явищ реального світу як систем. На сьогодні серед філософів побутує консенсус, що системи є науковими конструктами, які дають змогу пізнавати й керувати змінювати складні явища реального світу (Reynolds, Holwell, 2010). *Система є науковою моделлю, яка відображає певне реальне (емпіричне) явище як набір окремих властивостей, – компонентів системи, – що перебувають між собою у певних відношеннях.* Отже, системи є спрощеними науковими образами складної реальності. Наукові терміни «система» й «модель» можна вважати синонімами. Водночас зауважимо, що якщо всі системи є моделями, то не всі моделі є системами – явища реального світу можна інтерпретувати й несистемно. Наприклад, у біохейвористській географії ландшафт можуть трактувати як неподільну цілісність, яку не розділяють на окремі компоненти (Голд, 1990; Гродзинська, 2004; Гродзинський, 2005; Seamon, 1979).

Слід також пам'ятати, що як у побуті, так і в науці, системами тривалий час називають цілком реальні об'єкти. Наприклад, мова може йти про газотранспортну систему України, або про екосистеми Карпат як конкретні території – об'єкти охорони. У цій роботі часто згадуємо екосистемні послуги як цілком реальні блага, які людство отри-

мує від свого довкілля. Такий термінологічний «дуалізм» може спричиняти плутанину. Тому слід розрізняти реальні об'єкти, які «побутово» називають системами, та наукові моделі цих об'єктів, які є продуктами системного підходу. Наприклад, німецькі геоєкологи запропонували реальні ландшафти називати геокомплексами, а їхні системні моделі – геосистемами (Хаазе, 1980). В. Пашенко (1993) альтернативно пропонує називати реальні географічні комплекси геореалами. На нашу думку, термін «комплекс» ідеально підходить для позначення тих реальних явищ (реальних наукових об'єктів), для яких необхідно наголосити на їхній складній сутності – адже англійською мовою (мовою міжнародної науки) слово «комплекс» (англ.: *complex*) першочергово вживають як прикметник у значенні «складний». Отож, *комплекс – це реальне явище, матеріальне або ідеальне, яке сприймають як складне (багатокомпонентне, багатогранне) утворення – реальний (емпіричний) об'єкт системного підходу.* Для одного і того ж комплексу можна будувати різні моделі-системи (■Рис. 1.2).

Звідси випливає, що *системний підхід є загальнонауковою парадигмою, яка передбачає інтерпретацію явищ як комплексів, які відображають за допомогою різних типів систем.* Отже, фундаментальною особливістю системного підходу є можливість делімітації різних систем для будь-якого явища – навіть якщо воно видається, на перший погляд, дуже простим і «некомплексним». Ще однією фундаментальною рисою системного підходу є можливість побудови ієрархічних систем з використанням уявлення про вкладену ієрархію (англ.: *nested hierarchy*), яка дає змогу розглядати компоненти цієї системи також як системи, але нижчого порядку, а цілу систему як компонент системи вищого порядку (Allen, Starr, 2017; Pumain, 2006). Уявлення про ієрархію систем покладено в основу деталізації та генералізації, а також розширення й звуження обсягу



■ Рис. 1.2. Співвідношення між концепціями комплексу та системи

Комплекс позначає складний реальний об'єкт дослідження, окреслений у загальних рисах. Під ним розуміють фрагмент реальності, який розглядають як неструктурований конгломерат різноманітних властивостей, оскільки точний обсяг цих властивостей та відношення між ними ще нез'ясовані. Системи є структурованими моделями цього комплексу, які відображають відношення між окремими обраними його властивостями як компонентами системи. Перелік компонентів та особливості відношень між ними залежать від проблеми (мети й предмета) дослідження, а також від наявних даних та методичного апарату. Отже, для опису одного і того ж комплексу можуть бути створені різні моделі-системи.

наукових моделей. Будову системи позначають термінами «структура» та «організація». Оскільки існують доволі відмінні, іноді суперечливі, тлумачення цих понять (Сарга, 1996), то ми пропонуємо своє трактування: *структура позначає множинну компонентів системи, а організація – компоненти системи разом з їхніми відношеннями між собою*. Отже, поняття організації системи, як повний опис наукової моделі, є ширшим за поняття структури системи.

Класи систем. Системи, як моделі реальних явищ, можна по-різному групувати у класи (класифікувати) – залежно від ознак, які обрані критеріями групування.

Формальні системи, на відміну від неформальних, мають фіксований перелік компонентів та чіткий опис відношень між ними за правилами формальної або математичної логіки (напр., Rautenberg, 2010), який унеможливує двояке трактування. Такі системи можна відображати за допомогою методу графів як мережі (Newman, 2003). Компоненти формальної системи можуть передавати відповідні властивості комплексу як якісно, так і кількісно – тобто бути категорійними або числовими. Одна система може поєднувати як числові, так і категорійні компоненти. Відношення між числовими компонентами можуть описувати за допомогою математичних числових функцій, а між категорійними – за допомогою логічних операторів, на зразок *IF / THEN / ELSE*. **Формальні системи можуть бути реалізовані за допомогою IT.**

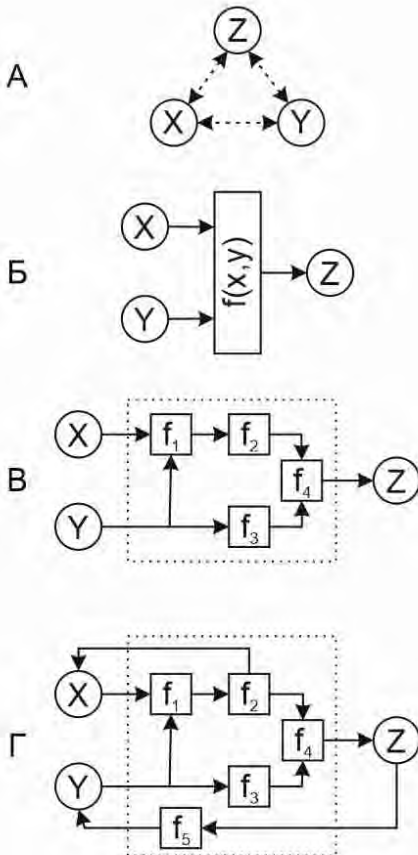
За рівнем деталізації властивостей реального об'єкта (комплексу) системи можна поділяти на: концептуальні, методичні та конкретні. **Концептуальні системи** відображають найзагальніші властивості комплексу. Прикладом концептуальної системи може бути схема екологічної організації Б-ГЕС (►Розділ 3.1). Самі по собі такі концептуальні системи переважно не мають практичної цінності, оскільки не надають можливості відображати конкретні комплекси. Але на їхній основі будують складніші **методичні системи**, які містять у собі інструменти, орієнтовані на здобування та опрацювання конкретної інформації про компоненти, а також на з'ясування міжкомпонентних відношень. У геоєкології методичні системи формалізують уже тривалий час. Зокрема розробляють стандартні протоколи (алгоритми) та форми збору польової інформації (Круглов та ін., 2012; Миллер, 1974; ВС Ministry..., 2010; Loos et al., 2015), автоматизовані методи аналізу геопросторових даних (Кулачковський, Круглов, 2008; Ehsani, Quiel, 2009) та екологічних від-

ношень (Кулачковський, Круглов, 2009). Опис міжкомпонентних відношень у методичних системах може бути реалізований у вигляді ПЗ, які називають **комп'ютерними моделями**. Продуктом методичних систем є **конкретні системи** як моделі конкретних комплексів (наприклад, конкретних територій).

За особливостями відношень між компонентами системи можна поділити на морфологічні та процесні. **Морфологічні системи** відображають поєднання компонентів на підставі їхнього збігу у просторі та часі без висвітлення причинно-наслідкових відношень між ними (Chorley, Kennedy, 1971), а всі компоненти характеризують на підставі емпіричних даних (■Рис. 1.3.А).

Отже, такі системи мають структуру як множину компонентів, але не мають організації, оскільки не містять описів відношень між цими компонентами. Прикладом морфологічної системи є цифрова модель висот (ЦМВ), створена на підставі вимірювань конкретної місцевості, яка передає відношення між значеннями висоти (z) та двома планарними координатами (x , y). **Процесні системи** описують причинно-наслідкові (функціональні й еволюційно-генетичні) міжкомпонентні відношення, які відображають потоки субстанції (енергії, речовини та / або інформації) у комплексі. Оскільки такі відношення мають односпрямований характер, то у процесних системах розрізняють провідні (контролюючі) та під-

■ Рис. 1.3. Основні класи систем



А. Морфологічна система не відображає причинно-наслідкових відношень між компонентами X , Y , Z , які визначені емпірично на підставі збігу у просторі та/або часі

Б. Кореляційна процесна система відображає відношення між вводами (провідними компонентами, незалежними змінними) X , Y та виводом (порядкованим компонентом, залежною змінною) Z , які визначені емпірично. Відношення реалізовані за допомогою оператора (множинної кореляційної функції) $f(X,Y)$, який не деталізує механізм впливу X і Y на Z , і тому його називають чорною (непрозорою) скринькою або емпіричною (кореляційною, статистичною) моделлю

В. Механістична процесна система висвітлює механізм відношень між X , Y та Z за допомогою мережі операторів $f_1 - f_4$. Таку мережу операторів називають білою (прозорою) скринькою або процесною моделлю, а вводи X і Y – параметрами моделі

Г. Адаптивна система є варіантом динамічної механістичної системи, у якій реалізований механізм зворотних зв'язків між виводом та вводами. Він забезпечує моделювання комплексу як системи, яка може перебувати у стані динамічної рівноваги – гомеостазі. Вивід Z реалізує зворотний зв'язок з вводом Y через оператор f_5 , а з вводом X – через компонент Y та оператори f_1 і f_2 .

порядковані (контрольовані) компоненти. Альтернативно підпорядковані компоненти можна називати центральними (оскільки на них «замикаються» односпрямовані міжкомпонентні відношення та, відповідно, зосереджене дослідження), а провідні – периферійними (Круглов, 2016). У кібернетиці провідний компонент позначають як «ввід» (англ.: *input*), а підпорядкований – як «вивід» (англ.: *output*). Відношення між вводом та виводом описує «процес», відомий також як «оператор» і «перебіг» (англ.: *throughput*) (Chorley, Kennedy, 1971). Мовою математики ввід називають незалежною змінною або параметром, вивід – залежною змінною, а процес – функцією або оператором. Наголосимо, що процес є не компонентом системи, а відношенням між компонентами. Процесні системи також відомі як системи типу «сигнал-відповідь» (Miller, 2008), «процес-відповідь» та каскадні системами (Chorley, Kennedy, 1971).

Оператори **кореляційних процесних систем** не деталізують механізмів взаємодії між вводом та виводом, а відображають відношення на підставі емпірично введених кореляційних функцій (■Рис. 1.3.Б). Тому такі оператори називають чорними (непрозорими) скриньками (Chorley, Kennedy, 1971), а також статистичними та емпіричними моделями (Thompson, 2011). Прикладом кореляційної процесної системи може бути модель, яка відображає залежності між вимірними середніми місячними витратами води, опадами й температурою повітря у річковому басейні (Yang et al., 2012). Кореляційні процесні системи дають змогу виявляти універсальні причинно-наслідкові залежності між компонентами, які використовують для опису складніших відношень між властивостями комплексу в рамках **механістичних процесних систем**. Механістичні системи містять мережу операторів, кожен з яких відображає певну універсальну залежність (■Рис. 1.3.В). Такі системи дають змогу точніше симулювати (імітувати) складні

явища, зокрема за сценаріями, для яких відсутні емпіричні дані. Мережу операторів механістичної системи називають **процесною моделлю** (англ.: *process-based model*) (Buck-Sorlin, 2013) або **симулятором** (Le et al., 2008), а компоненти вводу – параметрами моделі (симулятора). Оскільки такі симулятори мають висвітлений механізм відношень між компонентами, то їх ще називають білими (прозорими) скриньками (Chorley, Kennedy, 1971). Прикладом відносно простого симулятора може бути модель витрат води елементарного басейну залежно від температури та опадів, яка бере до уваги вологоємність ґрунту та визначає обсяг евапотранспірації для обчислення надлишку опадів, який, своєю чергою, формує «швидкий» та «повільний» стоки (Evans, Jakeman, 1998).

Процесні системи можуть бути динамічними і давати змогу відображати поведінку комплексу (Katok, Hasselblatt, 1995). Для їхньої побудови розроблена математична теорія динамічних систем (Luenberger, 1979). Оператори **континуальних динамічних систем**, які моделюють неперервні зміни, реалізують за допомогою диференціальних рівнянь, а оператори **дискретних динамічних систем**, які асоціюють з окремими станами (часовими зрізами) комплексу, – за допомогою різницьових рівнянь. Компоненти дискретних динамічних систем можуть бути категорійними – у такому випадку відношення між ними можна описувати за допомогою логічних операторів типу *IF / THEN / ELSE*. Варіантом динамічних систем є **нелінійні системи**, у яких відсутня пропорційна залежність між значеннями вводу та виводу (Boeing, 2016). Такі системи часто застосовують для динамічного відображення екологічних явищ. Наприклад, помірне підвищення температури повітря внаслідок глобальної зміни клімату позитивно вплине на продуктивність смерекових деревостанів, розташованих на висотах понад 1200 м у Карпатах. Однак при зростанні середньорічної температури

на понад 3°C буде спостерігатися значний спад продуктивності цих деревостанів через інтенсифікацію біогенних дистурбацій (Kruhlov et al., 2018a). Моделі з екстремальними проявами нелінійності називають **хаотичними системами**. У цих системах незначні зміни у вводі можуть спричинювати великі та різноспрямовані зміни у виводі (Cambel, 1993). Прикладом хаотичної системи є сучасна модель атмосферної циркуляції (Shepherd, 2014).

Динамічні системи можуть бути детерміністськими та стохастичними. **Детерміністські системи** реалізують відношення між компонентами виключно за допомогою операторів на основі рівнянь або / та логічних виразів. Тому вивід детерміністської системи однозначно зумовлений вводом і є повністю передбачуваним. У **стохастичних системах** до перебігу залучають оператори випадковості, реалізовані з використанням методів Монте-Карло (Robert, 2014), які дають змогу симулювати реальні явища, описані як імовірнісні (Самойленко, 2002; Kulkarni, 2016). Стохастичні системи використовують, наприклад, для симуляції ландшафтних дистурбацій: вітровалів, лісових пожеж, інвазій шкідників тощо (Scheller et al., 2007; Kruhlov et al., 2018a).

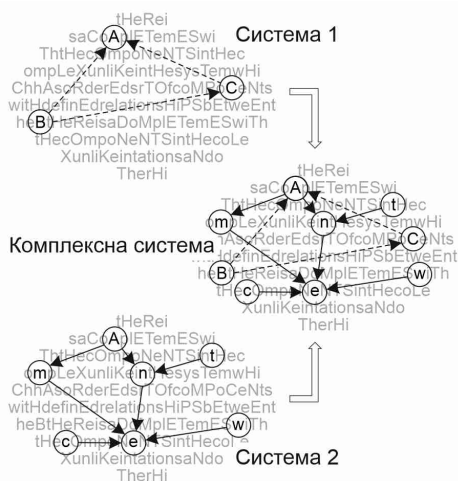
Класом динамічних систем можуть бути **адаптивні системи**. Особливістю цих моделей, які альтернативно називають самоадаптивними системами (Macías-Escrivá et al., 2013), самоорганізованими системами (Ashby, 1962), саморегульованими системами (Wynne-Edwards, 1965), є наявність механізму зворотних зв'язків між компонентами, що імітує перебування комплексу у стані динамічної рівноваги – гомеостазі (■Рис. 1.3.Г). Відомим прикладом адаптивної системи є пара рівнянь Лотки-Вольтерри «хижак-жертва», які використовують в екологічних популяційних моделях (Brauer, Castillo-Chavez, 2010).

Серед динамічних дискретних систем можна виділити **коміркові автомати**

(англ.: *cellular automata*). Компоненти у комірковому автоматі представлені у вигляді комірок матриці, характерними обмеженим набором станів. Стан комірки змінюється за певним правилом (оператором), яке визначає новий стан комірки на підставі наявного її стану та стану інших комірок в її околі (Wolfram, 1984). Коміркові автомати пов'язані з **агентними системами** (англ.: *agent-based systems*) або **індивідуумними системами** (англ.: *individual-based systems*) – моделями, які відображають поведінку агентів-індивідуумів у часі та просторі, зумовлену певними правилами. Агентні системи дають змогу моделювати складні явища, такі як популяційна біотична або суспільна динаміка, з використанням обмеженого набору відносно простих правил (Gilbert, 2008).

Протягом останніх десятиліть велику увагу приділяють **комплексним (складним) системам** (англ.: *complex systems*), уявлення про які розвинули у рамках теорії комплексності (теорії складності – англ.: *complexity theory*) (Manson, 2001). Комплексні системи характеризують як такі, що відзначаються великою кількістю компонентів, ієрархічністю, нелінійністю, стохастичністю, адаптивністю тощо. Водночас, не визначені необхідність та достатність таких ознак (Cilliers, 1998; Ladyman et al., 2013). Ми пропонуємо під комплексними системами розуміти моделі взаємодії двох або більше явищ, які є об'єктами різних дисциплін. У такій інтерпретації комплексні системи є продуктами міждисциплінарного підходу (■Рис. 1.4). Прикладом комплексної системи, яку альтернативно називають поєднаною системою (англ.: *coupled system*), є модель взаємодії людського населення зі своїм природним середовищем (Liu et al., 2007).

Системи та проблемно-орієнтований підхід. Системне бачення реальності є основою проблемно-орієнтованого підходу. За такої умови специфіка конкретної проблеми, що вирішується, визначає системну,



■ Рис. 1.4. Концепція комплексної системи

Комплексна система є результатом інтеграції Систем 1 та 2, які висвітлюють окремі властивості комплексу в рамках різних дисциплін. Інтеграцію реалізували через спільний компонент А, який став сполучною ланкою між двома системами. Комплексна система дає змогу з'ясувати, наприклад, яке відношення має компонент В Системи 1 до компонента е Системи 2.

яку створює дослідник для розуміння та вирішення цієї проблеми. Наприклад, для дослідження руслового стоку застосовують геопросторову модель ландшафтного комплексу як системи водозбірних басейнів (напр., Neitsch et al., 2011). Водночас, для вивчення переміщення тварин цей самий ландшафтний комплекс моделюють як систему осередків оселищ, з'єднаних коридорами (Beier et al., 2008). Як наслідок, маємо дві геопросторові системи з відмінними конфігураціями, які можуть стосуються одного і того ж територіального комплексу, але відображають його різні властивості.

Особливості, зокрема складність, системи як моделі реальності визначає не лише мета дослідження, але й амбіції щодо точності результатів, наявні дані та, відповідно, методи їхнього опрацювання. Наприклад, забруднення поверхневих вод фосфорними сполуками з дифузних джерел можна досліджувати за допомогою простих кореляційних моделей-систем,

які вимагають лише параметрів структури наземного покриву басейну (Wendt, Corey, 1980). Однак для досягнення точніших результатів тепер застосовують значно складніші механістичні моделі, які, окрім даних про наземний покрив, потребують параметрів ґрунту, рельєфу та клімату (White et al., 2010).

Системи як теоретичні наукові об'єкти. Побутує думка, що об'єктами науки, зокрема географії та екології, можуть бути лише реальні явища (Гродзинський, 2005; Пашенко, 1993). Виходячи з таких позицій, системи, як моделі складної реальності, не можуть претендувати на роль наукового об'єкта. Однак таке твердження є справедливим у рамках класичного наукового підходу, який базується на визнанні абсолютної наукової достовірності. Як справедливо вказує О. Шаблій (2004), для сучасної науки, яка опирається на релятивістський світогляд, пізнання реального об'єкта (комплексу) відбувається через призму певного концептуально-теоретичного та методичного апарату. Цей апарат стає проміжною ланкою поміж реальним (емпіричним) об'єктом та суб'єктом дослідження і в такий спосіб визначає науковий підхід, а також набір методів і даних, що ними оперує суб'єкт (дослідник) – отже, він напряму впливає на хід та результати дослідження. Тому, окрім реального, необхідно виділяти ще й теоретичний об'єкт, який визначається концептуально-теоретичним та методичним апаратом дослідження. Оскільки такий апарат сучасної науки ґрунтується на системному підході до вивчення складних явищ, то й теоретичними об'єктами такої науки стають системи як наукові моделі.

Окрім об'єкта, виділяють предмет дослідження як певну сторону або властивість об'єкта, на якій зосереджується увага. Якщо теоретичним об'єктом дослідження є процесна система, то її вивід (підпорядкований компонент) відповідає предмету дослідження. Властиво правильніше буде стверджувати, що **предмет дослідження**,

як вивід (підпорядкований компонент), визначає конфігурацію теоретичного об'єкта як процесної системи. Наприклад, якщо предметом дослідження є динаміка витрат водотоку, то теоретичним об'єктом дослідження – басейнова система, компонентами якої є специфічні характеристики клімату, геолого-геоморфологічної будови та наземного покриву, які визначають схилний і русловий стоки (Evans, Jakeman 1998).

Редукціонізм, голізм та комплементаризм у системному підході. Оскільки системи є спрощеними науковими образами складної багатогранної реальності, то можна стверджувати, що системний підхід за своєю суттю редукціоністський. **Редукціонізм** (від лат. *reductio* – відсунення назад, зменшення) – це загальнонауковий підхід, або методологічний принцип, який передбачає пояснення складних явищ шляхом спрощеного відображення їхніх найважливіших властивостей (Fromm, 2004). Такі властивості асоціюємо з компонентами системи. Попри це, деякі філософи протиставляють редукціонізм системному підходу через те, що перший зосереджує увагу на обмеженому колі компонентів (Fuenmayor, 1991). Водночас редукціонізм ґрунтується на розгляді причинно-наслідкових зв'язків між явищами-компонентами і завдяки цьому є методологічною основою наукового аналізу. Вважають, що науково-технічний прогрес, а також диференціація науки на дисципліни, є результатом успішного застосування редукціоністського підходу (Jones, 2000). Отже, не буде хибним твердження про те, що редукціонізм є проявом обмеженого застосування системного підходу, коли дослідник зосереджує увагу на певному явищі як системі, але водночас ігнорує роль такого явища у ширшому дослідницькому контексті – тобто, його ролі як компонента складнішої системи (супер-системи).

У географії редукціонізм втілено у підході, за якого ландшафт розділяють на

фізичні, біотичні та суспільні явища, які вивчають методами відповідних фундаментальних наук та геопросторового аналізу. Це посприяло вдосконаленню методів географічних досліджень і появи фізико-, біо- та суспільно-географічних дисциплін. Редукціонізм присутній також у міждисциплінарних (комплексних) географічних дослідженнях. Наприклад, у природничому ландшафтознавстві школи Н. Солнцева територіальну структуру ландшафту редукують до мозаїки форм рельєфу, що дало змогу розробити методіку картування, ієрархічної класифікації та прикладної оцінки ПТК (Исаченко, 1991). Водночас у орієнтованій на зоогеографічні дослідження північноамериканській ландшафтній екології (Forman, 1995) просторову структуру ландшафту першочергово зводять до мозаїки фактичного наземного покриву, що дає змогу оцінювати придатність території для перебування та пересування хребетних тварин.

Окремо слід згадати про так званий скупий редукціонізм, послідовники якого намагаються, за висловом автора цього терміна, «...надто багато пояснити надто швидко (або просто – І.К.)» (Dennett, 1996). Переважно це відбувається шляхом перебільшення, або й абсолютизації, якоїсь однієї властивості комплексу та ігнорування інших. Наприклад, проявом «скупого» редукціонізму можна вважати дослідження сільськогосподарського ландшафту лише з позицій природничої географії – адже за допомогою такого підходу неможливо пояснити, приміром, розміри господарств, полів та характер культур, які мають значною мірою соціально-економічну обумовленість. Так само, неповним буде опис такого ландшафту з позицій лише суспільної географії, яка не досліджує властивості рельєфу, клімату та ґрунту, що також обумовлюють характер землекористування. Отже, обмеженість редукціоністської методології проявляється у дослідженнях складних явищ (комплексів), які потребують залу-

чення різних дисциплін та, відповідно, різних системних образів – тобто проблемно-орієнтованого між- або трансдисциплінарного підходу.

З цієї причини науковці, які працюють на перетині дисциплін, схиляються до так званого голістичного підходу. **Голізм** (від грец. *ὅλος* – все, ціле, тотальне) – це загальнонауковий підхід, або методологічний принцип, який передбачає розгляд складних явищ (комплексів) як цілісних утворень – голонів, що сформувалися у результаті еволюційного процесу. На відміну від редукціонізму, голізм спонукає до різностороннього вивчення властивостей комплексу в їхньому генетичному взаємозв'язку (Bohm, 1981). Власне тому голізм напряду асоціюють зі «всеосяжним» системним підходом, який є методологічною основою ландшафтно-екології / геоекології (напр., Naveh, 2000a) та інших міждисциплінарних наук. Додамо, що якщо редукціонізм є основою наукового аналізу, то голізм – наукового синтезу. Отож, голістичний підхід оптимальний для пояснення багатограних явищ – наприклад, ландшафтних комплексів. Однак для того, щоб дослідити ці явища, все одно потрібно використовувати конкретні методи дисциплінарних наук, які за своєю суттю є редукціоністськими. Таку суперечність між голістичними концептуальними основами та редукціоністськими методами дослідження покликаний залагодити комплементаристський підхід.

Термін **комплементаризм** (від лат. *complementum* – доповнення) – використовуємо для позначення так званого комплементаристського підходу, або принципу комплементарності (доповнюваності), який передбачає застосування різних теорій, методів та, відповідно, систем, що доповнюють одне одного, для різностороннього опису багатограних явищ. Вважається, що першим принцип комплементарності сформулював Н. Бор, який описав

дуалістичну природу світла, застосовуючи для цього як хвильову, так і корпускулярну теорії (Saunders, 2005).

Типовим втіленням комплементаристського підходу в дослідженнях ландшафту є опис його просторової організації за допомогою різних територіальних структур, які доповнюють одна одну: форм рельєфу, наземного покриву, водозбірних басейнів, біотичних мереж тощо (Гродзинський, 2005, 2014; Круглов, 2006; Раман, 1972; Швебс та ін., 1986). Такі просторові структури виділяють методами відповідних дисциплін (геоморфології, геоботаніки, гідрології, зоогеографії), які за своєю суттю є редукціоністськими. Але подальше їхнє поєднання, яке є втіленням комплементаристського підходу, дає змогу з'ясувати інші властивості ландшафту. Наприклад, дослідження поєднань форм рельєфу та наземного покриву дає змогу передбачати стан техногенної трансформованості ґрунту – можна очікувати, що під ріллею на нижніх частинах схилів він буде намитий, а на верхніх – змитий. А от під пралісами ґрунт буде зберігати стан, наближений до природного – незалежно від топографічного положення.

Не кожен комплементаристський підхід забезпечує формування голістичного наукового образу комплексу. Якщо окремі дисциплінарні концепції та методики не узгоджені між собою, то результати можуть не передати цілісного уявлення про складний багатограний реальний об'єкт та, відповідно, містити більше неточностей – так, як це часто буває у багатодисциплінарних дослідженнях. Натомість, для досягнення голістичного образу складного реального явища необхідно застосовувати гармонізований комплементаристський підхід, який передбачає наявність єдиного концептуально-теоретичного апарату дисциплін, узгоджених методичних прийомів, а також спільної бази даних. Тому співвідношення між редукціонізмом, голізмом та комплемен-

таризмом можна виразити також за допомогою метафоричної формули:

Голізм = Гармонізація (Редукціонізм, Комплементаризм).

Тут і всюди у цій публікації під гармонізацією розуміємо узгодження наукових концепцій, методів і даних, які були визначені незалежно одне від одного, для усунення конфліктності та надлишковості.

Односистемний, багатосистемний та міжсистемний підходи. У рамках однодисциплінарного дослідження, яке використовує редукціоністську методологію, складні та багатогранні явища реального світу (комплекси) вивчають за допомогою **односистемного підходу**, який передбачає використання однієї системи-моделі. Така система-модель описує лише якусь одну «грань» цього комплексу, тож обмежено відображає його властивості. Водночас, односистемний підхід дає змогу досліднику зосередитись на деталізації цієї моделі-системи і в такий спосіб поглиблено вивчати обрану «грань» комплексу.

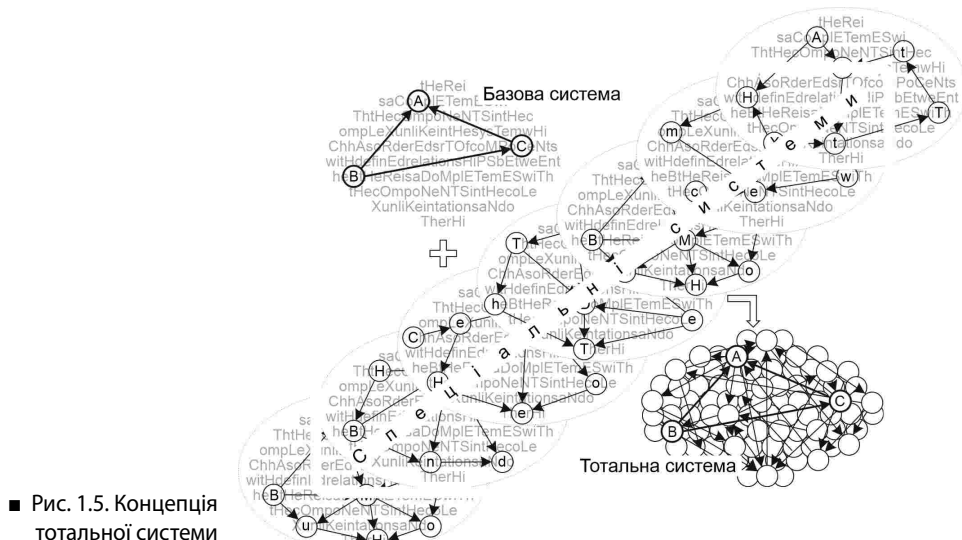
У процесі прикладного дослідження часто виникає потреба у з'ясуванні властивостей різних «граней» комплексу. Тому до вирішення проблеми залучають відповідні дисципліни, кожна з яких вивчає свою «грань» комплексу за допомогою особливості моделі-системи. Така схема, характерна для багато- та міждисциплінарного дослідження, є втіленням комплементаризму і базується на **багатосистемному підході** – адже комплекс описують за допомогою різних моделей-систем, які доповнюють одна одну (див. ■Рис. 1.2). Якщо

окремі дисциплінарні моделі-системи не узгоджують між собою, а інтегрують лише кінцеві результати моделювання, то маємо справу з багатодисциплінарним дослідженням. Таке дослідження має певні методологічні вади, оскільки не повною мірою відображає зв'язок між різними «гранями» складного реального об'єкта і тому може погіршувати достовірність кінцевого результату. У рамках міждисциплінарного дослідження, яке базується на голістичному світогляді, окремі дисциплінарні моделі-системи гармонізують ще на концептуальному етапі, а також підтримують їхню тісну інтеграцію протягом усього процесу дослідження застосуванням спільних методичних прийомів та даних (див. Розділ 1.1). У такому разі йдеться про гармонізований багатосистемний підхід, який можна називати **міжсистемним підходом**. Результатом такого міжсистемного підходу є формування комплексної системи (див. ■Рис. 1.4).

Тотальні системи. У рамках голістичного міжсистемного підходу, характерного для міждисциплінарних досліджень, доцільно впровадити уявлення про **тотальну систему як всеосяжну модель комплексу**. Оскільки голістичний підхід передбачає розгляд явищ у їхньому генетичному взаємозв'язку (Bohm, 1981), то в основі такої тотальної системи має бути базова (загальна) генетична система-модель відношень між найсуттєвішими властивостями складного реального об'єкта (комплексу). Найсуттєвіші властивості комплексу пов'язуємо з його відносно стабільними (інваріантними) у часі та просторі характеристиками, модифікація яких означає докорінну зміну цього комплексу – перетворення його

■ Таблиця 1.1. Співвідношення між типами досліджень, їхніми методологіями та особливостями системного підходу

Дослідження	Методологія	Системний підхід
Однодисциплінарне	Редукціонізм	Односистемний
Багатодисциплінарне	Комплементаризм	Багатосистемний
Між-(транс-)дисциплінарне	Голізм	Міжсистемний



Тотальна система є всеосяжною комплексною системою – продуктом голістичного міждисциплінарного підходу. В основі тотальної системи – базова система, яка відображає генетичні (причинно-наслідкові) відношення між компонентами (A, B, C). Кожен із цих компонентів представляє найсуттєвіші властивості комплексу, які досліджують різні дисципліни. Тому базова система є міждисциплінарною. Її деталізують та доповнюють спеціальні системи – продукти окремих дисциплін, які передають специфічні аспекти організації комплексу. Спеціальні системи містять хоча б один компонент, спільний з базовою системою (A, B, C), який забезпечує міжсистемні зв'язки.

на інший об'єкт. Базова система повинна бути продуктом міждисциплінарного підходу – для того, щоб вона могла охопити різносторонні властивості комплексу. Далі цю базову генетичну систему доповнюють та деталізують за допомогою спеціальних систем, які є продуктами дисциплінарних підходів (■Рис. 1.5).

Оскільки тотальна система є поєднанням спеціальних дисциплінарних систем, то вона належить до категорії комплексних систем. Процес уточнення й деталізації тотальної системи відбувається в міру залучення до міждисциплінарного дослідження нових дисциплін, методів та даних. Це також означає, що перелік компонентів та ступенів складності (ієрархії) тотальної системи є невичерпним – її можна деталізувати (уточнювати) та розширювати до безмежності. Прикладом тотальної системи є Т-ГЕС як всеосяжна модель ландшафту (►Розділ 2.4).

1.2. Геоєкологія: одна назва – різний зміст

У кінці минулого століття дедалі частіше стали з'являтися публікації різними мовами, у яких згадується наука під назвою «геоєкологія». Оскільки різні автори доволі відмінно трактують зміст геоєкології, то ми зробили відповідний термінологічний аналіз, який дає змогу краще зрозуміти наявні інтерпретації цілей та об'єктів цієї науки (Круглов, 2000, 2003, 2004).

Геоєкологія К. Тролля. Термін «геоєкологія» уперше запропонував німецький геоботанік К. Тролля у 1968 році як альтернативну назву ландшафтно́ї екології або екології ландшафту (нім.: *Landschaftsökologie*) – ним же ініційованої науки. Термін «геоєкологія» побудований за класичними науковими канонами на підставі грецьких слів, був покликаний замінити початкову німецьку назву науки для того, щоб надати їй одна-

кового звучання різними мовами і, в такий спосіб, сприяти поширенню поза німецькомовним науковим простором (Тролля, 1972). К. Тролля сформулював геоєкологію (ландшафтну екологію) як «... вчення про сукупність усіх складних взаємодій між угрупованнями живих організмів (біоценозами) та їхнім середовищем, що панують на певній ділянці ландшафту. Ці взаємодії знаходять просторове вираження у вигляді певного територіального малюнка (ландшафтної мозаїки), або ж природно-географічних регіонів різної розмірності. Цей малюнок переважно визначають геологічна будова та стадія геоморфологічного розвитку території. Предметне наповнення найменших гомогенних територіальних одиниць (фізіотопів, біотопів, екотопів) відображено у взаємовідносинах між макрокліматом, приповерхневими відкладами, рельєфом, ґрунтовими водами, топокліматом, корою вивітрювання, рослинністю, тваринним населенням, нанокліматом та ґрунтовим кліматом (ландшафтними характеристиками). ... Зміна геоморфологічних умов, поступова чи раптова, або господарське втручання людини спричинюють зміну ландшафтних характеристик, яку ми позначаємо поняттям ландшафтної сукцесії. Відбуваючись природно, ландшафтна сукцесія розпочинається з первинного заселення ґрунту рослинами і тваринами та формуванням первинної кори вивітрювання (піонерною стадією) і продовжується до зрілої завершальної стадії (ландшафтного клімаксу)» (Troll, 1968, С. 11–12).

Німецькомовна геоєкологія. Попри незручності перекладу, започаткований К. Троллям науковий напрям продовжив розвиватися у 1970-80-их роках переважно під оригінальною назвою – як ландшафтна екологія¹. Тому маловживаний термін «геоєкологія» Г. Лезер використав для по-

значення науки про геооцентричні (абіотичні, фізико-географічні) процеси у ландшафті – геоморфологічні, метеорологічні, гідрологічні та педологічні. За його задумом, геоєкологія, разом із біоєкологією, яка здійснює біоцентричні дослідження, повинна бути складовою міждисциплінарної ландшафтної екології. «Геоєкологія є наукою-партнером біоєкології і досліджує з географічно-абіотичних позицій функціонування ландшафту в його просторовому виразі. Об'єктом геоєкології є геоєкосистема – функціональна цілісність реально існуючої частини геобіосфери, яку позначаємо як геоєкотоп – просторовий вираз саморегульованих взаємозв'язків між абіотичними, а потім доданими і біотичними, факторами, які є динамічно зрівноваженою відкритою речовинно-енергетичною системою» (Leser, 1991, С. 22).

Геооцентрична інтерпретація геоєкології, запропонована Г. Лезером, була пізніше розкритикована Німецькою асоціацією геоєкології (*Verband für Geoökologie in Deutschland – VGöD*), яка, поміж іншим, координує зміст навчальної програми «Геоєкологія» в університетах Німеччини. Веб-сайт Асоціації характеризував підхід Г. Лезера «штучним та академічним», і містив власне визначення геоєкології як «... міждисциплінарної природничої науки, яка орієнтована на розгляд явищ довкілля. Вона спрямована на розуміння функцій і взаємозв'язків у екосфері, особливо щодо вивчення та вирішення проблем, пов'язаних із людською діяльністю. Тому префікс «гео-» вказує на приналежність до географічного простору (не плутати з «гео-» у значенні «абіотичний»), а корінь «єкологія» – на всеохоплюючий підхід. У теоретичному плані це передбачає аналіз усіх компонентів (літосфери, біосфери, атмосфери, гідросфери, педосфери), а також усіх впливів зі сторони антропосистеми. У методичному плані геоєкологія базується на природничих підходах – фізичному, хімічному, геонауковому, біологічному та, не в останню чергу, на

¹ Наприклад, французькою мовою ландшафтна екологія буде *écologie du paysage*, а угорською – *tájökológia*.

математичному. Центральним завданням цієї науки є дослідження просторово-часових процесів, так само, як і станів екосистем та людських впливів. ... Аналіз усього комплексу взаємозв'язків здійснюють за допомогою системного підходу, кількісних та симуляційних моделей, а також шляхом інтеграції у геоінформаційні системи. Отож, на найближчі десятиріччя головним завданням прикладної геоєкології є сприяння розвитку, орієнтованому на довкілля, в усіх сферах суспільства (науці, плануванні, консультуванні, адмініструванні, політиці, законодавстві). Звичайно ж, це комплексне завдання підлягає лише міждисциплінарному розв'язанню та вимагає також науково-інженерних, технологічних та суспільно-економічних підходів» (http://www.geoekologie.de/f_geo.htm. Прочитано: 21.05.2003). Подібне визначення геоєкології подано й у німецькомовному підручнику О. Блюменштайна та співавторів: «Геоєкологія є природничою наукою, орієнтованою на дослідження довкілля. Вона з'ясовує структуру, функціонування та взаємозв'язки всередині геосистем, а також між геосистемами та їхнім середовищем» (Blumenstein et al., 2000, С. 9). К. Більвітц об'єктом геоєкології називає ГЕС й виділяє такі основні завдання цієї науки: 1) дослідження та картування ландшафтних структур; 2) дослідження ландшафтних процесів; 3) дослідження та оцінка техногенних порушень ландшафту; 4) дослідження довготривалих змін, зумовлених природними й суспільними чинниками, у природних і природно-антропогенних ландшафтах (Billwitz, 1998).

Англomовна (міжнародна) геоєкологія. Термін «геоєкологія» в англomовній (міжнародній) науці з'явився у 1990-их роках – його поширення головню пов'язане з підручником П. Хаггетта «Геоєкологія: еволюційний підхід». У цій книзі геоєкологію називають наукою про екосферу як глобальну ГЕС, яка складається з біосфери, педосфери, топосфери (геоморфосфери – І.К.), ат-

мосфери та гідросфери, які взаємодіють між собою, і на які ззовні впливають літосфера та космосфера (Huggett, 1995). Іноді, у рамках англomовних навчальних курсів в університетах Європи, Північної Америки та Австралії, геоєкологію асоціюють з геомо-центричними прикладними дослідженнями довкілля – подібно, як це пропонував Г. Лезер (напр., <https://www.masterstudies.com/Master-in-Geoecology/Sweden/Teknat-UMU>. Прочитано 7.09.2017). Однак загалом термін «геоєкологія» не набув широкого вжитку в англomовній (міжнародній) науці.

Російськомовна геоєкологія. Геоєкологія починає інтенсивно згадуватися у російськомовних публікаціях у другій половині 1980-их років. Це був період горбачовської «гласності», який передував розпаду СРСР і супроводжувався публічними (до того забороненими) дискусіями на актуальні суспільні теми, зокрема щодо стану природного довкілля. Саме у цей час, з подачі публіцистів та політиків, у російськомовному просторі екології почали асоціювати з прикладною наукою про охорону природного довкілля. У цьому ж контексті географі СРСР визначили геоєкологію як прикладну географічну науку, яка досліджує геопросторові аспекти впливу суспільства на довкілля (Жекулин и др., 1987). Зокрема Г. Бачинський запропонував трактувати геоєкологію як сферу дотикання географії та соціоекології, завданням якої є «...вивчення територіальної диференціації географічного середовища у процесі взаємодії суспільства з природою з метою оптимізації цієї взаємодії» (Бачинский, 1989, С. 32). Об'єктом геоєкології визначили ГЕС, яку розглядали як «... контрольовану або керовану людиною територіальну систему, яка являє собою однотипну ділянку географічної оболонки з характерними для неї природними умовами, сукупністю організмів, речовинно-енергетичним обміном і певним (наявним або потенційним) видом господарського використання. У зв'язку з цим геоєкологію можна розглядати як вчення

про геоєкосистеми та їхню оптимізацію» (Бачинський, 1989, С. 33–34).

Погляди Г. Бачинського перейняли кримські географи, які у своєму посібнику окреслили геоєкологію як міждисциплінарну суспільно-природничу географічну науку про ГЕС, які є поєднаннями природних ландшафтів, людського населення та господарства (Боков и др., 1996). Подібної точки зору дотримувався Г. Голубев у своєму підручнику – він визначив геоєкологію як міждисциплінарну науку про взаємодію суспільства зі своїм природним довкіллям у межах екосфери, однак проігнорував геопросторовий компонент цієї науки та обмежився глобальними аспектами (Голубев, 1999). У цей же період О. Топчієв опублікував книгу, у якій представив геоєкологію як багатодисциплінарну прикладну географію, яка не має єдиного теоретичного об'єкта і досліджує геопросторові аспекти найрізноманітніших проблем взаємодії людей із природним довкіллям (Топчиев, 1996).

Україномовна геоєкологія. Редактори україномовного навчального посібника М. Гродзинський та П. Шищенко (1999) стверджували, що геоєкологія є не єдиною наукою, а науковим напрямком у межах географії, який поєднує природничі й суспільні методи дослідження. Таку багатодисциплінарну інтерпретацію геоєкології, започатковану в російськомовному просторі О. Топчієвим (1996), у своєму навчальному посібнику по суті підтверджує О. Гавриленко (2008). На противагу, ми вже довгий час пропонуємо розглядати геоєкологію як трансдисциплінарну науку, яка має єдиний теоретичний об'єкт і досліджує фізичні, біотичні та суспільні аспекти геопросторових взаємодій у ландшафті як у Т-ГЕС на підставі екологічного та геопросторового підходів (Круглов, 2005, 2006, 2016, 2019). Пізніше українські колеги наблизили своє трактування геоєкології до варіанту, запропонованого нами. Тепер вони визначають геоєкологію як комплексну (міждисциплінарну – І.К.)

природничу науку, «...яка використовує географічний і екологічний підходи та досліджує геоєкосистеми з метою оптимізації довкілля людини» (Шищенко, Гавриленко, 2018, С. 10).

Класифікація наявних геоєкологічних концепцій. Запропонований огляд дає підстави виділити кілька інтерпретацій змісту геоєкології:

- 1) як біоцентричної міждисциплінарної науки, яка вивчає біотичні аспекти процесів у ландшафті як мозаїці екотопів (Troll, 1968);
- 2) як геоомоцентричної міждисциплінарної науки, яка вивчає абіотичні процеси у ландшафті як ГЕС (Leser, 1991);
- 3) як соціоцентричної міждисциплінарної науки, яка вивчає геопросторові аспекти взаємодії людини зі своїм природним довкіллям у ландшафті як ГЕС (Бачинський, 1989; Боков и др., 1996; Шищенко, Гавриленко, 2018);
- 4) як соціоцентричного багатодисциплінарного наукового напрямку, який вивчає геопросторові аспекти взаємодії суспільства зі своїм природним довкіллям і не має єдиного об'єкта дослідження (Гавриленко, 2008; Топчиев, 1996);
- 5) як поліцентричної інтегрованої (між- і трансдисциплінарної) науки, яка об'єднує геоомо-, біо- та соціоцентричні геопросторові дослідження процесів у ландшафті як ГЕС (Круглов, 2005; Billwitz 1998; Blumenstein et al., 2000; Huggett, 1995).

Усі тлумачення геоєкології визнають, що ця наука базується на геопросторовому й екологічному підходах. Водночас екологічний підхід розуміють досить широко – як міждисциплінарні дослідження фізичних, біотичних та / або суспільних процесів у ландшафті. У міждисциплінарних інтерпретаціях геоєкології об'єктом дослідження переважно називають ГЕС. Також зазначимо, що різноманіття поглядів на зміст геоєкології засвідчує як високу кон'юнктурність самої назви науки, так і певну ізольованість

наукових шкіл, які називають себе геоєкологічними.

Порівняємо тепер зміст геоєкології, у різних її інтерпретаціях, з іншими географічними науками для того, щоб визначати споріднені галузі знань та «науки-двійники». Це дасть змогу краще зрозуміти методологічні основи кожної з геоєкологічних концепцій, а також оцінити їхні інноваційність та потенціал подальшого розвитку. Результати такого аналізу підсумовані у ■Таблиці 1.2.

Геоєкологія як біоцентрична міждисциплінарна наука про ландшафтні процеси (Тролля, 1972), яка має альтернативну та більш поширену назву «ландшафтна екологія» (Troll, 1950, 1968), отримала потужний розвиток у другій половині ХХ століття. Усередині цієї науки можна виділити

два основні напрями – ботанічний та зоотичний. У рамках ботанічного напрямку, започаткованого головню німецькими геоботаніками К. Троллям, Й. Шміттхузенем, Р. Тюксемом та Г. Елленбергом, геолого-геоморфологічні та гідрокліматичні компоненти ландшафту інтерпретують як умови місцезростання (фізіотопи, штандорти), які контролюють розподіл і продуктивність фітоценозів та / або окремих популяцій рослин (Schreiber, 1990; Troll, 1968). Такий підхід, за визнанням К. Тролля (1972), робить ботанічну геоєкологію подібною до «генетичного» ландшафтознавства Н. Солнцева, у якому також наголошують на провідній ролі абіотичних компонентів ПТК (Солнцев, 1960, 1973). Ба більше, геоєкологічний підхід став методологічною основою су-

■ Таблиця 1.2. Співвідношення геоєкології, у її різних інтерпретаціях, з іншими географічними науками

Геоєкологічна концепція	Теоретичний об'єкт	Альтернативні назви та науки-двійники	Споріднені науки
Біоцентрична міждисциплінарна наука (Troll, 1968)	Ландшафт як поєднання екотопів	Ландшафтна екологія / екологія ландшафту (Тролля, 1972; Fahrig, Merriam, 1985; Forman, 1995)	Ландшафтознавство (Солнцев, 1960), фітогеографія (геоботаніка), зоогеографія
Геоомоцентрична міждисциплінарна наука (Leser, 1991)	Геоєкосистема	(Гео-)фізика ландшафту (Беручашвили, 1990)	(Гео-)хімія ландшафту (Перельман, 1975; Снытко, 1978), гідрологія ландшафту (Антонов, Корытний, 1992), геоморфологія, метеорологія, гідрологія, педологія
Соціоцентрична міждисциплінарна наука (Бачинский, 1989; Боков и др., 1996; Шищенко, Гавриленко, 2018)	Геоєкосистема	Прикладне ландшафтознавство (Исаченко, 1980), екологічне ландшафтознавство (Мельник, 1997), екологічна географія (Исаченко, 2003), прикладна ландшафтна екологія (Turner et al., 2001)	Конструктивна географія (Герасимов, 1966), прикладна фізична географія (Шищенко, 1988), прикладні розділи природно- та суспільно-географічних дисциплін про охорону довкілля та природні ресурси
Соціоцентричний багатодисциплінарний науковий напрям (Гавриленко, 2008; Топчиев, 1996)	Єдиний об'єкт відсутній	Прикладні розділи природно- та суспільно-географічних дисциплін про охорону довкілля та природні ресурси	
Поліцентрична інтегрована (між- і трансдисциплінарна) наука (Круглов, 2005; Billwitz, 1998; Blumenstein et al., 2000; Huggett, 1995)	Геоєкосистема	Голістична ландшафтна екологія (Bastian, Steinhart 2002; Naveh, 2000a), «єдина» географія (Анучин, 1960; Хаггет, 1979)	Ландшафтознавство (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002), ландшафтна екологія (Гродзинський, 2014; Naase, 1991), екосистемна географія (Bailey, 2009)

часного картування рослинних угруповань та популяцій (Guisan, Zimmermann, 2000; Küchler, Zonneveld, 1988); і фактично поглинув фітогеографію.

Зоотичний напрям у геоєкології ґрунтується на теорії острівної біогеографії (MacArthur, Wilson, 1967), і його асоціюють з північноамериканською ландшафтною екологією (Forman, 1995). Ландшафт інтерпретують як мозаїку окремих осередків пробування певних зоотичних популяцій («островів»), а шляхи міграції тварин між осередками пов'язують з відносно придатними для пересування сполучними територіями («коридорами»). Просторова конфігурація осередків та коридорів, яку визначають на підставі карт наземного покриття, дає змогу оцінювати потенціал ландшафту щодо пробування та переміщення зоотичних популяцій (Fahrig, Merriam, 1985; Urban et al., 2009). Зважаючи на це, зоотичну геоєкологію можна розглядати як сучасну процесну зоогеографію.

Геоєкологія як геооцентрична міждисциплінарна наука, яка досліджує абіотичні ландшафтні процеси у їхній геопросторовій диференціації, використовує методи геоморфології, метеорології, гідрології й педології (Leser, 1991). Це робить її подібною на відповідні фізично-географічні дисципліни. У рамках східноєвропейського міждисциплінарного вчення про ПТК компетенцію геооцентричної ландшафтно-ї екології мають (гео-)фізика ландшафту (Беручашвили 1990) та (гео-)хімія ландшафту² (Перельман, 1975; Снытко, 1978), а також гідрологія ландшафту (Антонов, Корытний, 1992).

² Терміни «геофізика ландшафту» та «геохімія ландшафту», які вкоренилися у російськомовній географії, є лінгвістично недолугими, оскільки містять приховану тавтологію – корені «гео» та «ланд», які позначають землю. У класичному (греко-латинському) варіанті назви цих наук будуть «**гео**фізика **гео**комплексів» та «**гео**хімія **гео**комплексів», що є поганим стилем. Тому слушно видається пропозиція Д. Арманда надавати перевагу термінам «фізика ландшафту» та «хімія ландшафту».

Геоєкологія як соціоцентрична між-дисциплінарна наука про взаємодію суспільства зі своїм природним довкіллям у ландшафті як ГЕС (Бачинський, 1989; Боков и др., 1996) значною мірою наслідує цілі та підходи прикладних інтегрованих природно-географічних наук, відомих у Східній Європі як прикладне ландшафтознавство (Ісаченко, 1980), конструктивна географія (Герасимов, 1966), прикладна фізична географія (Шищенко, 1988) та екологічне ландшафтознавство (Мельник, 1997). А. Ісаченко (1994; 2003) запропонував замість назви «геоєкологія» у соціоцентричному сенсі вживати термін «екологічна географія». Останню він визначив як науку, яка досліджує суспільно-екологічний потенціал природних та антропогенізованих ландшафтів. На Заході наукою-двійником соціоцентричної геоєкології є прикладна ландшафтна екологія (Turner et al., 2001).

Геоєкологія як соціоцентричний багатодисциплінарний науковий напрям про геопросторові аспекти оптимізації довкілля (Топчиев, 1996) «розчиняється» у прикладних розділах природно-географічних однодисциплінарних наук: геоморфології, метеорології, гідрології, педології, геоботаніки та зоогеографії. Окрім цього, багатодисциплінарна геоєкологія підміняє розділи суспільно-географічних дисциплін, орієнтовані на вивчення природних ресурсів.

Геоєкологія як поліцентрична інтегрована (між- і трансдисциплінарна) наука про ландшафт як ГЕС (Круглов 2005; Blumenstein et al., 2000; Huggett, 1995) наслідує концепцію голістичної ландшафтно-ї екології, запропоновану З. Наве (Naveh, 2000a; Naveh, Lieberman, 1990) та підтриману іншими дослідниками (Bastian, Steinhardt, 2002). Вона охоплює й гармонізує підходи, які вироблені у геомо-, біо- та соціоцентричних версіях геоєкології, і це дає змогу досліджувати ландшафти як комплексні адаптивні природно-суспільні системи (Liu et al., 2007; McGinnis, Ostrom, 2014; Wu, 2013). Такий поліцентричний

гармонізований підхід також робить геоecологію сучасним втіленням географії як єдиної науки (Анучин, 1960; Хаггет, 1979). Природничий розділ трансдисциплінарної геоecології значною мірою «перекривається» з ученням про ПТК (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002) і його західними аналогами: німецькомовною ландшафтною екологією школи Е. Неефа (Haase, 1991), англomовною екосистемною географією (Bailey, 2009), а також ландшафтною екологією в сенсі М. Гродзинського (2014). Однак на відміну від суто природничих досліджень ландшафтів, інтегрована геоecологія також застосовує підходи та методи суспільних наук, зокрема суспільної географії та соціоecології, які дають змогу вивчати ландшафтні властивості як суспільні категорії – екосистемні послуги, про які йдеться у ► Розділі 1.3.2. *Саме така інтерпретація геоecології як поліцентричної інтегрованої природничо-суспільної науки видається найперспективнішою.*

1.3. Геопросторовий і екологічний підходи

1.3.1. Геопросторовий підхід

Геопросторовий, так само як і екологічний підхід, є провідним компонентом методології геоecології в усіх можливих інтерпретаціях цієї науки. Географічні науки головню зосереджені на дослідженні місцезнаходжень та диференціації різноманітних природних і суспільних явищ на земній поверхні. Ідея геопросторового, або хорологічного, підходу як стрижня багатодисциплінарного географічного наукового напрямку була сформульована ще А. Геттнером на початку XX століття (Джеймс, Мартин, 1988) і, попри критику (Геренчук, 1969; Исаченко, 1971), надалі залишається необхідною умовою географічного дослідження (Хаггет, 1969, 1979; Харвей 1974). Протягом останніх десятиліть геопросторовий

підхід отримав потужні інструменти своєї реалізації у вигляді ІТ, зокрема ГІС (напр., Chang, 2013), які сприяють зростанню конструктивності та, відповідно, популярності географічних наук. Тому терміни «географічний підхід» та «геопросторовий підхід», а також похідні терміни, на зразок «географічні дані» та «геопросторові дані», вважаємо тотожними.

Геопросторовий підхід передбачає розгляд об'єкта з позицій його розміщення, конфігурації та диференціації у географічному просторі за допомогою геометричних моделей – географічних карт, або їхніх цифрових аналогів – географічних даних (геоданих) (ISO/TC 211, 1998; Chang, 2013). Під *географічним простором (геопростором)* розуміємо квазідвовимірний простір поверхні еліпсоїда геодезичної основи (датума) або площини картографічної проєкції, на підставі яких визначають розташування об'єктів на земній поверхні. *Географічним об'єктом (геооб'єктом)* є будь-яке фізичне, біотичне або суспільне явище, яке вивчають з огляду на його місцезнаходження, конфігурацію або диференціацію у геопросторі. Картографи за певними критеріями виділяють у географічному континуумі (Нееф, 1974) дискретні геооб'єкти, які мають геометрію пунктів (точок), ліній або ареалів (полігонів), і присвоюють їм певні категорійні та числові характеристики-атрибути. Іноді на підставі числових атрибутів дискретних об'єктів (переважно точкових) шляхом інтерполяції створюють континуальні поля розподілу кількісних величин, які відображають за допомогою ізоліній або растру (ISO/TC 211, 1998; Chang, 2013).

Коли йдеться про розгляд конфігурації та диференціації явищ як геооб'єктів, необхідно брати до уваги їхні можливі максимальні та мінімальні просторові розміри. Якщо максимально можливий обсяг геопросторового дослідження дорівнює площі всієї земної поверхні – $5,1 \cdot 10^{14} \text{ м}^2$, то його можливий мінімальний розмір є

досить умовним. П. Геггетт та співавтори (Haggett et al., 1965) пропонують визначати розмірність геооб'єктів за допомогою одинадцятиступеневої логарифмічної шкали (G0-G10), у якій за основу взяті значення площі всієї земної поверхні (G0). Отже, найменше значення цієї шкали, яке відповідає ступеню G10, становить $5,1 \cdot 10^4 \text{ м}^2$ (~5 га). М. Гродзинський (2014) вказує ще меншу граничну площу об'єктів ландшафтної екології - $10^1 - 10^3 \text{ м}^2$. На нашу думку, мінімальна площа об'єкта, який досліджує географія з огляду на його конфігурацію або диференціацію у геопросторі, все ж повинна бути не меншою, ніж $10^3 - 10^4 \text{ м}^2$, а лінійний розмір має перевищувати $10^1 - 10^2 \text{ м}$. Явища меншої площі (окремі дерева, будівлі, форми мікрорельєфу, невеликі кадастрові ділянки тощо) за потреби ідентифікують як геооб'єкти на підставі лише місцезонавання (наприклад, координат центроїда), але не розглядають з позиції геопросторової конфігурації, оскільки вони є дрібнішими за географічну розмірність.

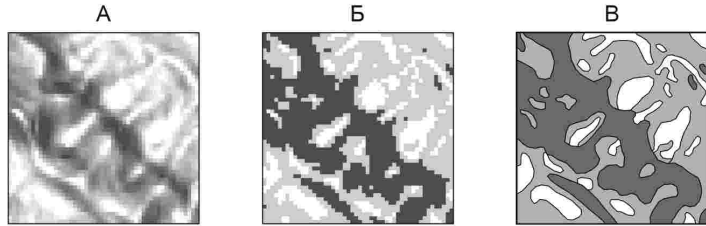
Із позицій системного підходу геооб'єкти інтерпретуємо як системи (див. ►Розділ 1.1.2). Логіка наукових найменувань передбачає, що такі системи потрібно називати географічними (геопросторовими) системами або, скорочено, - геосистемами. Тут слід зауважити, що термін «геосистема» у російськомовному науковому просторі був запроваджений В. Сочавою (1963, 1978) у сенсі об'єкта міждисциплінарної природничої географії, який переважно застосовували як синонім ПТК, геокомплексу та ландшафту (Исаченко, 1991). У німецькомовній науці Г. Лезер геосистемою пропонував називати абіотичну складову екосистеми (Leser, 1991). Однак у англомовній науці, а пізніше - й у домінованій російською мовою географії, цей термін набув ширшого значення - як геопросторової моделі будь-якого явища (Ласточкин, 2011; Трофимов и др., 2009; Chorley, Haggett 1967; Christopherson, 2014; Stoddart, 1965). Наприклад, О. Топчі-

єв (2001) визначає геосистему як будь-яку множину природних або суспільних географічних об'єктів, об'єднаних певними системоформувальними відношеннями. Тому слушною є пропозиція використовувати цей термін як загальний (Преображенский и др., 1982) та додавати до нього, за потреби, певну уточнювальну характеристику - наприклад, «поселенська геосистема» (Круль, Добровольська 2013).

Отже, *геосистема (географічна система) - це модель будь-якого явища, або поєднання явищ, земної поверхні, яка відображає його диференціацію у геопросторі у вигляді множини дискретних геометричних компонентів (пунктів, ліній або ареалів) чи континуального поля числових значень*. Геосистема передає геопросторові відношення між явищами земної поверхні - як геометричні (відстані, напрямки, довжини, площі, периметри, градієнти), так і топологічні (особливості розташування одне відносно одного). Легко побачити, що у такій інтерпретації геосистема є іншим терміном для позначення набору геоданих (ISO/TC 211, 1998) або аналогової географічної карти.

Геосистеми можуть бути дискретні та континуальні (►Рис. 1.6). Дискретні геосистеми складаються з множини дискретних геометричних компонентів, - пунктів, ліній або ареалів, - які можуть мати як категорійні (якісні), так і числові (кількісні) атрибути-характеристики відповідних явищ земної поверхні. Континуальні геосистеми відображають геопросторову диференціацію певної кількісної характеристики явища земної поверхні у вигляді суцільного поля числових значень. Дискретні геосистеми реалізують за допомогою векторних та растрових моделей геоданих, а континуальні - за допомогою растру або триангуляційної нерегулярної мережі (Chang, 2013). Геосистеми є головно морфологічними моделями земної поверхні, які не відображають причинно-наслідкових відношень між геометричними компонентами.

■ Рис. 1.6.
Континуальна
та дискретні
геосистеми



Представлені на рисунку геосистеми відображають розподіл ухилів поверхні тієї самої ділянки (темніший тон відповідає більшим значенням ухилів): **А. Континуальна растрова геосистема.** Компонентами є квадратні комірки розміром 60х60 м зі значеннями ухилів від 0 до 49 градусів; **Б. Дискретна ареальна растрова геосистема.** Вона створена шляхом дискретизації континуальної геосистеми (А). Її компонентами є растрові ареали, які відображають три категорії ухилів: 1) пологі (0-10°); 2) спадисті (10-20°); 3) круті (20-49°); **В. Дискретна ареальна векторна геосистема.** Ці геодані є результатом векторизації та генералізації геосистеми (Б). Її компонентами є векторні ареали (полігони), які відображають ті самі категорії ухилів, що й геосистема (Б).

У географічних науках сформували уявлення про вкладену ієрархію геосистем. Наприклад, у геоморфології оперують розмірностями форм рельєфу – від нано- до мегарельєфу (Dikau, 1990), а також морфотектонічними одиницями різних рангів (Герасимов, Мещеряков 1967; Huggett, 2011). У кліматології вкоренилася ієрархічна просторова класифікації місцевих кліматів (Yoshino, 1975), а в гідрології – ранжування водотоків та їхніх басейнів (напр., Fürst, Hörhan, 2009). У суспільній географії традиційно використовують ієрархії господарських, адміністративних та політичних територіальних одиниць (Хаггет, 1969). Однак чи не найбільше ієрархію геосистем застосовують у природничих дослідженнях ландшафтів (напр., Гродзинський, 2005; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002; Хорошев, 2016; Bailey, 2009; Mitchell, 1991; Steinhardt et al., 2011). Щоправда, М. Гродзинський (2014) вважає, що тут йдеться про таксономію, а не ієрархію, оскільки останню пов'язують з управлінням (напр., Allen, Starr, 2017). Ландшафт також інтерпретують як поліструктурне геопросторове утворення (Гродзинський, 2014; Круглов, 2006; Раман, 1972; Швебс та ін., 1986). Із позицій голістичного системного підходу цю ідею інтерпретуємо як моделювання просторової організації ландшафту за допомогою гармонізованих

комплементарних геосистем, поєднання яких творить тотальну геосистему (див. ►Розділ 1.1.2).

Геопросторовий підхід передбачає використання кількісних методів для опису геосистем різних ієрархічних рангів та рівнів генералізації (Геренчук, Топчиев, 1970; Turner, Gardner, 1991). Ці методи розвинули у рамках спеціальної географічної дисципліни – ландшафтометрії (Frank et al., 2012; Lausch et al., 2015; O'Neill et al., 1988; Syrbe, Walz, 2012; Turner et al., 1989; Uuemaa et al., 2013). Для метризації геосистем використовують спеціальне ПЗ (напр., Elkie et al. 1999; McGarigal, Marks, 1994; Rempel et al. 2012). Зауважимо, що теоретично ландшафтометрію вперше обґрунтували українські дослідники (Геренчук, Топчиев, 1970).

1.3.2. Екологічний підхід

Стрімке зростання популярності екології протягом останніх десятиліть спричинило багатоваріантність її трактування – від геккелівської класичної біологічної науки до всеохопної філософії співіснування людини з її природним та суспільним середовищем (Назарук, 2019; Реймерс, 1992). Найстаршою та найрозвиненішою представницею цього загальнонаукового підходу є біоекологія як наука про взаємовідносини

організмів зі своїм середовищем, визначена Е. Геккелем ще у середині XIX століття. У рамках біоекології розрізняють екологію особин і популяцій (аутекологію, демакологію, популяційну екологію) та екологію біоценозів (синекологію), а також екосистемну екологію або біогеоценологію (Реймерс, 1992). Переважно саме біоекологічні дисципліни асоціюють з терміном «екологія». Першочергово біоекологи зосереджували увагу на генетичних (еволюційних) відношеннях між організмами та довкіллям. Такий підхід веде традицію від студій А.Р. Волеса, Ч. Дарвіна, К. Мебіуса, Г. Каулза, Ф. Клементса та Г. Глісона. Він втілювався, зокрема, в уявленнях про біотичне угруповання (біоценоз), біотичну сукцесію (напр., Drury, Nisbet, 1973), екологічну нішу (напр., Griesemer, 1992), а також екосистему (Tansley, 1935) або біогеоценоз (Сукачев, 1964). Крім того, у рамках вчення про екосистеми розвинули ідеї В. Вернадського про біогеохімічні цикли, які значною мірою позбавлені біоцентричності (Сукачев, Дылис, 1964; Chapin III et al., 2002; Odum, 1968). Наприклад, схема колообігу води в екосистемі (Chapin III et al., 2002) така сама, як і гідрологічна балансова схема (Dingman, 2015). Це перетворило вчення про екосистеми у міждисциплінарну природничу (фізико-хіміко-біологічну) науку, яка досліджує структуру та функціонування природи (Odum, 1968). З огляду на це, екологію можна вважати сучасним аналогом природознавства як науки про довкілля людини.

Г. Лезер (Leser, 1991) запропонував виокремити фізичний (геоцентричний) компонент дослідження екосистем в окрему науку, і називати її геоєкологією (див. ►Розділ 1.2). Зауважимо, що енергетичні та речовинні потоки земної поверхні вивчають також геофізика, геохімія, геоморфологія, метеорологія та гідрологія. У рамках цих наук сформовані окремі напрями, орієнтовані на дослідження впливу відповідних фізичних явищ на біотичні та

антропічні компоненти екосистем: біогеоморфологія (Naylor et al., 2002; Stallins, 2006), біометеорологія (Di Filippo et al., 2007; Tromp, 1980) та екогідрологія (Olden et al., 2012; Rodriguez-Iturbe, 2000).

Екологічні ідеї проникли в гуманітарні науки, зокрема у суспільну географію та економіку. На початку XX століття американські географи протиставили концепції інвайронменталізму (примітивного географічному детермінізму), яка на той час була вже скомпрометована, уявлення про взаємодію суспільства зі своїм природним довкіллям у рамках «географії як екології людини» (Джеймс, Мартин, 1988). Ідея екології людини (англ.: *human ecology*), а точніше – екології суспільства або суспільної екології, відома у Східній Європі як соціоєкологія (Бачинский, 1991) або соціальна екологія (Назарук, 2013). Зауважимо, що на Заході під соціальною екологією переважно розуміють науку про соціальні, психологічні та культурні аспекти відносин між особами, колективами та інституціями (Morris, 1957). У кінці XX століття сформувалася політична екологія, яка досліджувала вплив управлінських рішень на екосистеми, але пізніше стала головно вивчати громадські екологічні рухи (Walker, 2005). Найбільший розвиток екологія суспільства отримала у рамках екологічної економіки (Costanza, 1992). Екологічна економіка (англ.: *ecological economics*), на відміну від багатодисциплінарної економіки довкілля (англ.: *environmental economics*) та природних ресурсів (Perman et al., 2003), є трансдисциплінарною наукою, яка трактує господарство як складову екосистеми і обґрунтовує сталий розвиток (Bergh 2001). Тому екологічну економіку тепер частіше називають економікою екосистем і біорізноманіття – ЕЕБ (англ.: *the economy of ecosystems and biodiversity – TEEB*) (TEEB 2010) та пов'язують з екосистемним менеджментом (Brussard et al., 1998; UNEP, 2009). У рамках екосистемної економіки сформували уявлення про екосистемні

послуги (англ.: *ecosystem services*) як про вигоди, які отримує суспільство від екосистем (Costanza et al., 1997). Розрізняють кілька категорій екосистемних послуг: постачальні (забезпечення водою, їжею, деревиною тощо), регуляторні та підтримувальні (регулювання клімату, водного стоку, колообігу поживних речовин тощо), а також культурні (естетичні, духовно-історичні тощо) (MEA, 2005). М. Гродзинський (Grodzynski, 2017) пропонує суб'єктами екосистемних послуг визнавати не лише людей, але й біотичні та фізичні компоненти ландшафту і в такий спосіб виявляти та вирішувати конфлікти між різними суб'єктами. Протягом останнього десятиліття інтенсивно розвивають методологію визначення та оцінки екосистемних послуг (напр., Grunewald, Bastian, 2015). **Слід наголосити, що у рамках концепції екосистемних послуг під екосистемами розуміють не наукові моделі, а реальні утворення, які ми називаємо екологічними комплексами** (див. ►Розділ 1.1.2). Інтеграція методологій біологічних, фізико-географічних та суспільних наук щодо вивчення довкілля втілюється у всеохопній суспільно-природничій міждисциплінарній науці, яку Г. Одум назвав системною екологією (Jorgensen 2012; Odum, 1983, 1994).

Якщо погодитися, що екологія має єдиний загальний теоретичний об'єкт, то ним, з позицій системного підходу (див. ►Розділ 1.1.2), повинна бути екосистема. Згідно з «класичним» біологічним визначенням, екосистема є «... біомом (біоценозом – **І.К.**), який розглядають разом з усіма ефективними абіотичними чинниками середовища ...» (Tansley, 1935, С. 306). Людське населення тепер також вважають компонентом екосистеми (MEA, 2003). Ю. Одум наголосив на речовинно-енергетичних потоках у екосистемі: «Екосистема є біологічною організаційною одиницею, утвореною всіма організмами певної ділянки..., які взаємодіють з фізичним середовищем таким чином, що потік енергії призводить до харак-

терних трофічної структури та речовинних циклів всередині системи» (Odum, 1968, С. 262). До визначення екосистеми був також долучений інформаційний (кібернетичний) аспект: «Первинними зв'язками в екосистемі є система консервативних (неінформаційних) енергетично-речовинних потоків як результат різноманітних матеріальних трансформаційних та обмінних процесів. Ці процеси здебільшого трофічні, отож харчова мережа є найважливішим елементом консервативних зв'язків... Координований рух та трансформація органічної й неорганічної речовини-енергії є функцією первинних зв'язків у екосистемі. Для досягнення впорядкованості на первинні зв'язки накладаються вторинні інформаційні зв'язки, які й регулюють консервативні процеси» (Patten, Odum, 1981, С. 890). Спорідненим до концепції екосистеми є поняття біогеоценозу, під яким розуміють «...поєднання на певній ділянці земної поверхні однорідних природних явищ (атмосфери, гірничої породи, рослинності, тваринного світу та світу мікроорганізмів, ґрунту і гідрологічних умов), яке має свою особливу специфіку взаємодій цих компонентів і певний тип обміну речовиною та енергією між собою та з іншими явищами природи...» (Сукачев, 1964, С. 23). Звернемо увагу, що це визначення не містить і натяку на біоцентричність.

«Класичне» біоцентричне визначення екосистеми передбачає, що її центральним компонентом є вся сукупність організмів певної ділянки земної поверхні – біоценоз (біотичне угруповання). Це також означає, що «класична» екосистема може бути об'єктом лише синекології або екосистемної екології. Для того, щоб зняти таке концептуальне обмеження та зробити екосистему універсальним об'єктом усієї біоекології, Ф. Івенс (Evans, 1956) запропонував виділяти екосистеми також для біотичних утворень нижчих ієрархічних рівнів – не лише для біоценозів, але й для популяцій та індивідумів. М. Голубець (2000) навіть

обґрунтував спеціальну науку – екосистемологію, покликану вивчати екосистеми різних рівнів біотичної організації. Згідно з таким підходом, можна, наприклад, виділяти екосистеми популяції радіоли рожевої або окремо взятого молодого самця буроого ведмедя.

Г. Лезер (Leser, 1991), у рамках геомо-центричних екологічних досліджень, впровадив концепцію фізичної (абіотичної) екосистеми, центральним компонентом якої є абіотичні властивості земної поверхні. Таку фізичну екосистему він називав ГЕС (геосистемою) та розглядав її, разом з біоєкосистемою (біосистемою), як складову голістичної ландшафтної екосистеми (див. також ►Розділ 1.2). Інтеграція в екологію суспільних наукових підходів, зокрема екологічної економіки, спричинила розширення концепції екосистеми за рахунок суспільних компонентів. Так, З. Наве популяризував ідею тотальної екосистеми людини Ф. Еглера, яка охоплює природні та суспільні властивості довкілля, і яка інтегрує підходи природничої екології та економіки (Naveh 2000a, б; Naveh, Lieberman, 1990). У східноєвропейській соціоекології аналогічним об'єктом була визначена соціоекосистема (Бачинский, 1989). Тепер на Заході інтегрований об'єкт системної екології та екологічної економіки переважно позначають, у дослівному перекладі, як «соціально-екологічна система» (англ.: *social-ecological system*). Однак змістовний переклад цього терміна буде «суспільно-природна система». Цю систему розуміють як комплексну та адаптивну (Liu et al., 2007; McGinnis, Ostrom, 2014; Ostrom, 2009), і призначену для вивчення екосистемних послуг (Reyers et al., 2013) та обґрунтування екосистемного менеджменту (Armitage et al., 2009). У рамках досліджень структури та функціонування екосистем сформували уявлення про їхню резильєнтність (стійкість) (Holling, 1973; Holling et al., 1986), яке лягло в основу наукового обґрунтування сталого розвитку

(Walker et al., 2004). Ще раніше системні екологи почали інтерпретувати концепцію екосистеми за допомогою математичної теорії мереж як загальнонауковий підхід, який дає змогу вивчати будь-яке явище у взаємозв'язку типу «об'єкт – середовище» (Higashi, Burns, 1991). Таке широке трактування поняття екосистеми перейняли публіцисти, які тепер можуть вживати словосполучення на зразок «екосистема IT кластера міста Львова».

На нашу думку, надто широка інтерпретація поняття екосистеми як будь-якої моделі типу «об'єкт – середовище» є недоцільною. Адже таке трактування прирівнює екосистему до процесної системи загалом, у якій підпорядкований компонент (вивід) відповідає «об'єкту», а провідні компоненти (вводи) формують «середовище» (див. ►Розділ 1.1.2). Водночас, процесні системи є теоретичними об'єктами якщо не всіх, то більшості наук: фізичних, біологічних та суспільних. Отже, надто широка інтерпретація поняття екосистеми може призвести до того, що її стануть розглядати як загальний об'єкт, наприклад, ядерної фізики, неорганічної хімії, нейробіології або макроекономіки. Для уникнення такої ситуації **пропонуємо обмежити застосування терміну «екосистема» рамками наук, які вивчають біофізичні та суспільно-біофізичні комплекси.**

Більшість досліджень вказує на те, що під екосистемами переважно розуміють моделі явищ земної поверхні, які мають географічну розмірність – тобто які займають площі, більші ніж 10^3 - 10^4 м² (див. ►Розділ 1.3.1). Однак іноді вони можуть бути меншими – наприклад, такими є оселища скельних рослин, площі яких дорівнюють 10^0 - 10^1 м² (Кобів та ін., 2007). Як екосистеми інтерпретують також мікрооб'єкти, неприв'язані до земної поверхні – мікробні біофізичні комплекси тварин та людей, а також невеликі штучні оселища, на зразок відсіку космічного корабля (Одум, 1986).

Отже, **екосистема – це процесна модель**

біофізичного або суспільно-біофізичного комплексу. Як у будь-яких процесних моделях, в екосистемах розрізняють: 1) підпорядковані (контрольовані, центральні) компоненти, які мовою кібернетики називають виводами, а мовою математики – залежними змінними; 2) провідні (контролюючі, периферійні) компоненти, які альтернативно позначають як вводи, незалежні змінні або параметри; 3) процеси (оператори, функції), які описують, корелятивно або механістично, відношення між підпорядкованими та провідними компонентами і в такий спосіб відображають генетичні причинно-наслідкові зв'язки й потоки речовини, енергії та/або інформації.

Зауважимо ще раз, що термін «екосистема» міцно вкорінений у фундаментальній та прикладній науці, господарстві, законодавстві та побуті, де під ним розуміють не лише наукові моделі, але й реальні біофізичні та суспільно-біофізичні об'єкти земної поверхні, які ми у цій публікації першочергово позначаємо як комплекси (див. ►Розділ 1.1.2). Зокрема політичний та законодавчий термін «екосистемні послуги» слід розуміти як «послуги екологічних комплексів».

Екосистема є міждисциплінарною моделлю складного комплексу – отже, вона належить до класу комплексних систем і є поєднанням дисциплінарних систем, які мають деякі спільні компоненти. Голістичне уявлення про тотальну систему передбачає, що в основу екосистемної моделі покладено базову систему, яка відображає генетичні відношення між найважливішими (відносно стабільними у просторі та часі) властивостями комплексу. Цю базову систему можна деталізувати та розширювати за допомогою спеціальних систем, які висвітлюють специфічні аспекти організації комплексу (див. ►Розділ 1.1.2). Отож, базова екосистема повинна містити щонайменше два компоненти, або два класи компонентів, один з яких відображає провідні фізичні (абіотичні) властивості комплексу,

а другий – біотичні та / або суспільні. Якщо у комплексі відсутні значущі біотичні утворення (напр., на поверхні льодовика), то в екосистемній моделі їх можна представити потенційними біотичними або суспільними властивостями. Базову екосистему можна розширювати за допомогою компонентів, які відображають фактори екологічного комплексу, що перебувають поза його просторовими та / або часовими межами.

Для прикладу, розглянемо концептуальну базову екосистему лісового комплексу. Фізичні компоненти екосистеми представляють загальні ґрунтово-геоморфологічні умови (вологосімкість і трофічність ґрунту, екзогенні геоморфологічні процеси тощо) та характеристики топоклімату (режими теплоти, вологи і вітру у приземному шарі повітря). Фізичні компоненти впливають на біотичні компоненти – структуру та продуктивність лісостану, інші властивості біоценозу. Суспільні компоненти позначають регуляторні (депонування атмосферного карбону, стримування водної ерозії тощо) та постачальні (забезпечення діловою деревиною, дровами тощо) екосистемні послуги. Вони залежать як від біотичних, так і від фізичних компонентів (►Рис. 1.7).

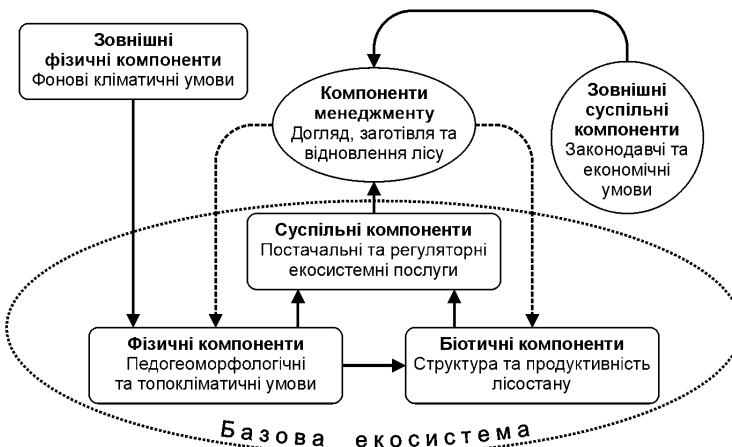
Така базова екосистема може бути доповнена кількома зовнішніми компонентами-факторами. Першочергово це компонент лісового менеджменту, який, з одного боку, є залежним від екосистемних послуг, а з іншого – активно та цілеспрямовано змінює біоценоз через лісогосподарські заходи (догляд, заготівлю, відновлення). Наприклад, результатом менеджменту може бути монодомінантний одновіковий смерековий лісостан, насаджений у фізичних умовах, оптимальних для мішаного лісу з переважанням бука європейського. До того ж, менеджмент може впливати на фізичні компоненти – наприклад, на водну ерозію ґрунту під час лісозаготівлі. Ці впливи відображаємо за допомогою зворотних зв'язків, які перетворюють базову модель

у суспільно-природну адаптивну систему. Конфігурацію екосистеми можна додатково розширити за допомогою зовнішнього компонента фонового клімату, який у динамічних дослідженнях забезпечить відображення ефекту глобальних кліматичних змін на лісовий комплекс. А долучення зовнішнього компонента законодавчих та економічних умов дасть змогу відслідковувати вплив політичних та макроекономічних обставин на лісовий менеджмент і, через нього, на біотичні та фізичні компоненти (див. ■Рис. 1.7).

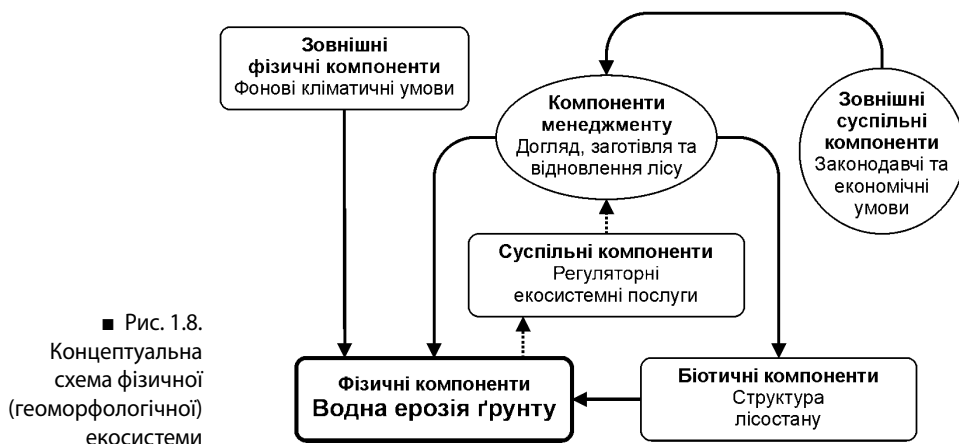
Очевидно, що цю концептуальну міждисциплінарну генетичну екосистему можна й далі розширювати та деталізувати – наприклад, можна ще додати зовнішні біотичні компоненти, які відображатимуть міграцію у лісовий комплекс рослин зі суміжних лісостанів, інвазії комах-шкідників тощо. Водночас, її можна «перелаштувати» під потреби спеціальних досліджень. Наприклад, якщо йдеться про міждисциплінарні дослідження водної ерозії ґрунту, то причинно-наслідкові відношення у екосистемі будуть «перефокусовані» на відповідний фізичний компонент (■Рис. 1.8). Ця модель, реалізована у динамічному варіанті, дасть змогу, наприклад, розглядати сценарії впливу законодавчих змін щодо лісового менеджменту на ерозію ґрунту. Оскільки така екосистема має виводом

(підпорядкованим компонентом) фізичну властивість комплексу, то вона належить до класу *фізичних (абіотичних) екосистем* і є об'єктом *фізичної екології*. Якщо екосистема буде «сфокусована» на біотичному компоненті, – наприклад, продуктивності лісового біоценозу, – то належатиме до класу *біотичних екосистем (біоекосистем)* (■Рис. 1.9), які вивчає *біоекологія*. Аналогічно, у випадку концентрації дослідження на екосистемних послугах (приміром, заготівлі ділової деревини), голістичну модель інтерпретують як *суспільну екосистему* ■Рис. 1.10) – об'єкт *суспільної екології* (економіки екосистем). Зауважимо, що в цих прикладах спеціальних екосистем також реалізовані зворотні зв'язки з компонентами менеджменту через компоненти екосистемних послуг, які роблять такі спеціальні екосистеми адаптивними (див. ■Рис. 1.8 – 1.10).

Такі концептуальні екологічні підходи опираються тепер на добре розроблений методичний апарат та розвинену інформаційну базу. Емпіричну інформацію про екологічні комплекси отримують шляхом гармонізації та інтеграції даних дисциплінарних досліджень: геоморфологічних, метеорологічних, гідрологічних, педологічних, ботанічних, зоологічних, агрономічних, лісівничих, економічних, соціологічних тощо. Нерідко емпіричну інформацію із



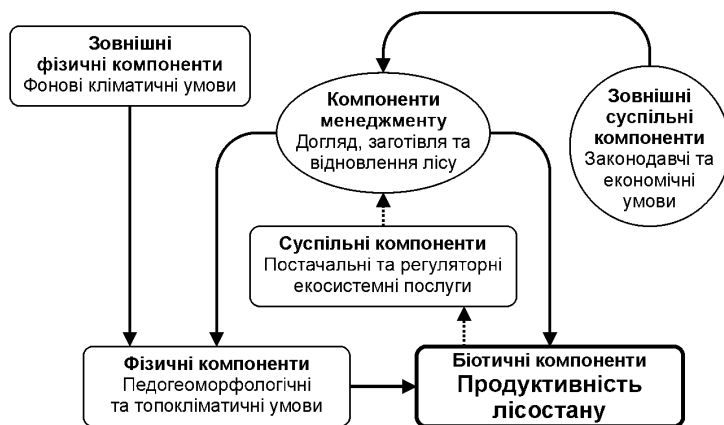
■ Рис. 1.7.
Концептуальна
схема
голістичної лісової
екосистеми

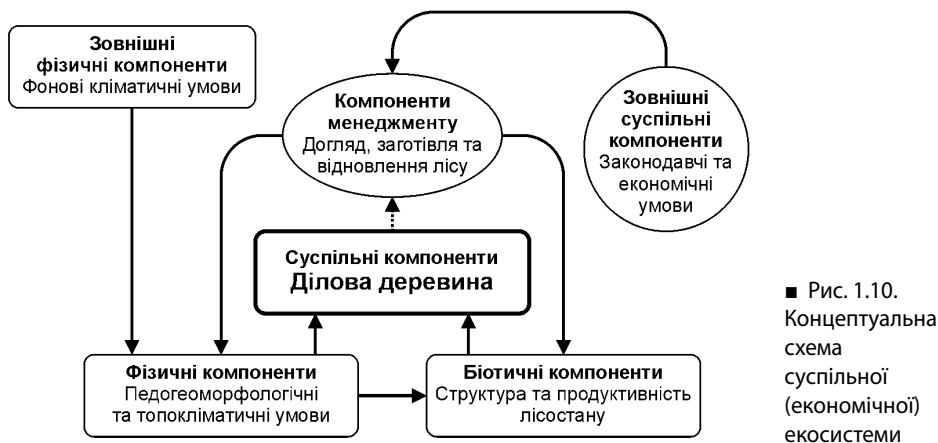


зовнішніх джерел доповнюють спеціальними польовими даними. Для цього дисциплінарні польові методи об'єднують в інтегровані методики наукового та прикладного (напр., лісогосподарського) експедиційного знімання екологічних комплексів, які дають змогу під час короткотривалого перебування *in situ* фіксувати морфологічні (структурні) особливості біоценозу, ґрунту, рельєфу, водних та технічних об'єктів у межах невеликих знімальних майданчиків за чітко окресленим протоколом (Круглов та ін., 2012; ВС Ministry..., 2010).

У екологічних дослідженнях широко використовують емпіричну інформацію, отриману шляхом стаціонарних (довготривалих) спостережень. Це можуть бути дані

як із зовнішніх джерел (напр., державної мережі гідрометеорологічних станцій), так і здобуті шляхом спеціальних стаціонарних екологічних досліджень. Останні мають доволі довгу історію, яку ведуть принаймні від початку минулого століття (Китредж, 1951). Сучасним прикладом може бути Національна екологічна спостережна мережа (англ.: *National Ecological Observatory Network – NEON*) у США. Вона охоплює по 20 основних суходільних і водних полігонів, розташованих на репрезентативних природних територіях у різних екорегіонах держави, і поєднує, за допомогою сучасної кіберінфраструктури, стаціонарні та мобільні польові сенсори, лабораторії, архіви даних, центри аналізу та синтезу, а також





освітні вузли. Дослідження проводитимуть протягом щонайменше 30 років за шістьма пріоритетними міждисциплінарними напрямками: біорізноманіття, зміна клімату, екогідрологія, біогеохімія, інфекційні хвороби, інвазійні види та землекористування (Lowman et al., 2009). Методи збору даних на суходолі передбачають: щорічні аерознімання з використанням спектрометрів і лідарів для визначення морфометричних показників екологічних комплексів та індексу нітрогену в рослинному наметі; безперервні вимірювання за допомогою градієнтних веж фізичного та хімічного стану приземної атмосфери (актинометрія, радіаційний баланс, метеорологічні елементи, концентрації та потоки CO_2 і H_2O , механічні й хімічні забруднення тощо); моніторинг фізичних, хімічних і біологічних властивостей ґрунту, безперервні вимірювання його вологості, температури, а також концентрації CO_2 ; моніторинг рослин (рясності, фітосоціології, фенології, біометрії, індексу площі листя, відпаду), ґрунтових мікробів, дрібних ссавців, комарів, птахів, наземних жуків та кліщів (<http://www.neonscience.org>. Прочитано 29.08.2017).

Емпіричну інформацію використовують для створення, параметризації та калібрування динамічних моделей, які дають змогу симулювати поведінку екологічних комплексів за різними сценаріями. Саме

такі моделі є провідними інструментами сучасних екологічних досліджень. Серед фізичних екосистем можна виокремити моделі водної ерозії ґрунту на ріллі, під луками та порушеним лісовим покривом. Найпростішою і найпоширенішою є «докомп'ютерна» статична кореляційна емпірична система *USLE* – «Універсальне рівняння втрати ґрунту» (англ.: *Universal Soil Loss Equation*), а також її модифікація *RUSLE* (англ.: *Revised USLE*), яка дає змогу розраховувати середньорічний змив ґрунту ($t \cdot ga^{-1}$) внаслідок площинної та струмкової ерозії у межах однорідної ділянки. Числові вводи (контролюючі компоненти) цієї системи передають: ерозійну здатність клімату, ерозійну резистентність ґрунту, довжину схилу, крутість схилу, а також особливості землекористування та менеджменту. Їх визначають для кожного регіону окремо на підставі стаціонарних досліджень з використанням стокових майданчиків (Renard et al., 1991).

Прикладом динамічної механістичної системи є поширена комп'ютерна процесна модель *FOREST-BGC*, яка відображає колообіг і акумуляцію карбону, нітрогену й води у лісовому ґрунтово-рослинному комплексі (Running, Gower, 1991). Добре відома також модифікація цієї системи для екологічних комплексів регіональної розмірності *BIOME-BGC* (White et al., 2000). Ця модель,

на підставі фізичних процесів (формул), розраховує транспірацію, фотосинтез та респірацію із одноденним кроком, а акумуляцію карбону, мінералізацію нітрогену та їхній розклад у ґрунті – зі щорічним кроком. Серед групи біотичних контролюючих компонентів (параметрів) провідним є *LAI* – індекс площі листя (англ.: *leaf area index*). Фізичними контролюючими компонентами є кліматичні показники, вміст атмосферного CO_2 та ґрунтового H_2O . Модель *FOREST-BGC* широко використовують для розрахунку продуктивності лісових екологічних комплексів різних типів (Weiskittel et al., 2011).

Ще одним прикладом може бути лісівнича модель *SILVA*, яка симулює розвиток деревостану центральноєвропейських лісів за участю *Picea abies*, *Abies alba*, *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica* та *Quercus petraea* на рівні індивідуальних дерев. Вона відтворює кілька процесів: конкуренцію між деревами, їхнє відмирання, прорідження деревостану та приріст. Параметри моделі відображають: 1) початкову морфологію деревостану (координати кожного дерева, його вид, діаметр стовбура, висоту, форму та розмір крони); 2) умови місцезростання (показники атмосферного тепло- та вологозабезпечення, трофічність і вологоємність ґрунту, концентрацію CO_2 та NO_x), які можна модифікувати у процесі симуляції для відображення, наприклад, зміни фонового клімату; а також 3) умови менеджменту (особливості рубок догляду та заготівлі). Симуляція здійснюється з мінімальним кроком у п'ять років. Модель забезпечує кілька класів виводів: 1) стандартну лісівничу інформацію щодо приростів, об'ємів деревини тощо; 2) класифікацію деревини за асортиментом, яка уможливує монетарну оцінку деревостану та відслідковування динаміки його грошової вартості у процесі розвитку; 3) екологічні показники, які дають змогу аналізувати природоохоронну та соціальну цінність деревостану (Pretzsch et al., 2002). Зауважимо, що модель *SILVA*

у літературі називають статистичною (Weiskittel et al., 2011), тобто кореляційною. Однак оскільки вона складається з кількох поєднаних процесів (конкуренції, відмирання тощо), то ми її відносимо до класу механістичних систем або процесних моделей (див. ► Розділ 1.1.2). У наведених вище прикладах окреслені топічні (негеопросторові) екологічні моделі, які симулюють екологічні процеси у межах елементарного географічного ареалу. Однак екологи розробили й геопросторові моделі, про які йтиметься у наступних розділах.

1.3.3. Екологічний підхід у географії

А. Ісаченко (1994) цілком справедливо вказував, що географія була «екологізованою» від самого початку свого існування – інтерпретація земної поверхні як оселища людей («ойкумени»), а також біоти, простежується від античних часів. У процесі накопичення та поглиблення знань про різні явища земної поверхні, у географії зародилися і розвинулися дисципліни, які пізніше відділилися від неї і перетворилися на великі наукові напрями – геологію, біологію, демографію, економіку тощо. Сучасна екологія, у її фізичному, біологічному та суспільному вимірах, також є продуктом розвитку й дисциплінарної диференціації географії. Наприклад, видатного географа А. фон Гумбольдта (1769-1859) екологи вважають одним із засновників своєї науки через його дослідження впливу клімату на висотний розподіл рослинності в Андах (Egerton, 2009).

Якщо екологію пов'язують з дослідженням процесів у біофізичних та суспільно-біофізичних комплексах, які інтерпретують як екосистеми (див. ► Розділ 1.3.2), то географію асоціюють з вивченням просторової диференціації таких комплексів у рамках міждисциплінарного вчення про ландшафти, початок якого ведуть від праць А. фон Гумбольдта, Ф. фон Ріхтгофена,

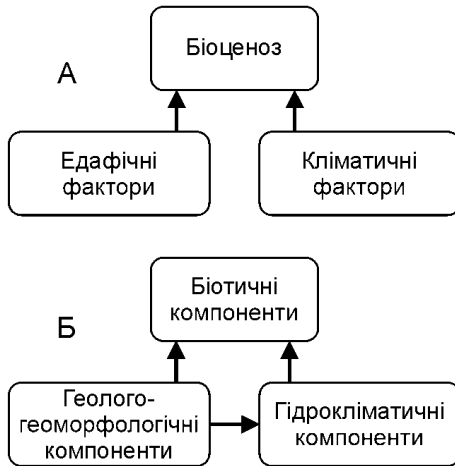
А. Геттнера, О. Шлютера, К. Зауера та інших географів XIX і початку XX століття (Джеймс, Мартин, 1988; Исаченко, 1971). У середині XX століття ландшафт як диференційований у геопросторі суспільно-біофізичний комплекс набув теоретичного обґрунтування як центральний об'єкт усієї географічної науки (Саушкін, 1946; Bobek, Schmithüsen, 1949; Carol, 1957). Суспільно-екологічні ідеї у вченні про культурний ландшафт на зламі XIX–XX століть формувалися «під парасолем» концепції географічного детермінізму та посибілізму, зокрема у французькій школі П. Відаль де ля Блаша та Ж. Брюна. Однак ця концепція була скомпрометована вульгарним редукціоністським підходом інвайронменталізму, який розглядав розвиток суспільства як пряму підпорядкований природним умовам (Джеймс, Мартин, 1988; Исаченко, 1971). Тому нові суспільно-екологічні підходи були запозичені географами XX століття вже ззовні – від екології, яка на той час набула визнання як самостійна наука (див. ►Розділ 1.3.2). Фізична екологія, яку асоціюємо з процесними геоморфологічними, метеорологічними, гідрологічними та педологічними дослідженнями біофізичних комплексів, традиційно залишалася у складі сім'ї наук про Землю – її дисципліни завжди вважали фізико-географічними. У східноєвропейському ландшафтознавстві фізична екологія відома як (гео-)фізика та (гео-)хімія ландшафту (див. ►Розділ 1.2).

На відміну від фізичної екології, біоекологічні концепції та підходи проникли у ландшафтознавство «ззовні» у середині XX століття. На Заході вплив біоекології на вчення про природні ландшафти був завжди очевидним, оскільки в Європі цю науку розвивали передусім геоботаніки (К. Троль, Й. Шмітхюзен, Г. Елленберг та інші), а в Північній Америці – системні екологи (напр., Р. Форман, М. Тарнер). Вони інтерпретують ландшафт як мозаїку екосистем-екотопів (Troll 1950; Forman 1995), а саме вчення про ландшафти нази-

вають ландшафтною екологією та / або гео-екологією (Троль, 1972) (див. ►Розділ 1.2).

На Сході, у російськомовному просторі, природниче ландшафтознавство також значною мірою формувалося протягом першої половини XX століття під впливом біоекологічних ідей ґрунтознавця В. Докучаєва, лісівників Г. Морозова та Г. Висоцького, лукувника Л. Раменського та інших (Исаченко, 1971, 1991). Однак основні концептуальні положення цієї науки як вчення про ПТК були сформульовані у другій половині XX століття фізико-географами, серед яких найпомітнішими фігурами були Н. Солнцев (1949) та А. Исаченко (1991). Фізико-географи наголошували на універсальності своїх досліджень процесних відношень між явищами у ПТК, який, з позицій системного підходу, називали геосистемою (Исаченко 1991; Сочава 1963, 1978), та протиставляли його (біо-)екосистемі (Исаченко 1991; Минц, Преображенский, 1973). Водночас вони інтерпретували ПТК як генетичну систему, у якій геоматичні (літогенні та кліматогенні) умови контролюють біотичні компоненти (Солнцев 1960, 1973), що робило концепцію ПТК якщо не тотожною, то дуже подібною до «класичної» екосистеми А. Тенслі (►Рис. 1.11).

Методи польового знімання ПТК (Видина, 1962; Миллер, 1974) та екологічних комплексів (Круглов та ін., 2012; ВС Ministry..., 2010) є дуже подібними, а програми довготривалих досліджень динаміки ПТК на географічних стаціонарах (Беручашвили, 1986; Крауклис 1979; Снытко, 1978) значною мірою наслідують екологічні спостереження (Китредж 1951; Сукачев, Дылис, 1964; Cernusca et al., 1999). Останнє, очевидно, пов'язано з тим, що концептуальні підходи, які використовують у «географічній» фізиці ландшафту (Беручашвили, 1990), запозичені, принаймні частково, з екосистемних досліджень енергетичних та речовинних циклів (Одум, 1986). Уявлення про резильєнтність екосистем (Holling, 1973) були використані в



■ Рис. 1.11. Концептуальні схеми біоекосистеми (А) та природного територіального комплексу (Б)

А. «Класичне» визначення описує екосистему як біоценоз разом з усіма його абіотичними факторами (Tansley, 1935). У суходільних екосистемах сукупність абіотичних факторів (фізіотоп) звично розділяють на дві групи: 1) едафічні (грунтово-геолого-геоморфологічні) умови – едафотоп та 2) кліматичні умови – режими атмосферного тепло- та вологозабезпечення, вітру тощо – кліматоп (Сукачев, 1964). Б. Генетична інтерпретація ПТК передбачає, що геолого-геоморфологічні (літогенні) умови контролюють гідрокліматичні особливості, а також, разом з гідрокліматом, біотичні компоненти (Солнцев, 1960, 1973). Отже, у концепціях як «класичної» екосистеми, так і ПТК, біоценоз визначають як вивід (підпорядкований компонент), залежний від геоматичних введів (провідних компонентів, факторів).

обґрунтуваннях стійкості біотичних компонентів ландшафту (Глазовський, Арманд 1992; Гродзинський, 1995). Слід зазначити, що географи також зробили свій внесок у вивчення резильєнтності ландшафтів / екосистем. М. Гродзинський (1995) зазначає, що Н. Солнцев на початку 1960-их років висунув ідею залежності стійкості ПТК від величини амплітуди відхилення ходу природних процесів від нормального ритму. Ця ідея була пізніше розвинена у західній ландшафтній екології як концепція дистурбації екосистеми або ландшафту (Godron, Forman, 1983; Pickett et al., 1989) та реалізована на рівні комп'ютерних процесних моделей (напр., Scheller et al., 2007; Turner

et al., 1993). Біоекологи збагатили геопросторовий аспект вчення про ландшафти концепціями екотону (Gosz, 1993), а також острівної біогеографії (MacArthur, Wilson, 1967), яка втілилася в уявленні про ландшафтні біотичні мережі (Гродзинський, 2014; Merriam, 1984; Forman, 1995). Вони також впровадили ландшафтометрію у практику географічних досліджень (див. також ► Розділи 1.2 та 1.3.1).

Екологічний підхід іноді хибно асоціюють з дослідженнями техногенних забруднень територій та розподілом техногенних навантажень на ПТК, у яких відсутній аналіз процесних відношень між ландшафтними компонентами. Таке помилкове асоціювання екологічного підходу спричинене, очевидно, некоректним «побутовим» використанням терміна «екологія» у сенсі «довкілля» або «природне середовище» (англ.: *environment*) у східноєвропейській, домінованій російською мовою, науці.

1.4. Технологія геоматики

Концепції мало чого варті, якщо не опираються на сучасні методи дослідження, які забезпечують їхнє якісне втілення у вигляді конкретних базових (фундаментальних) або прикладних моделей-систем (див. ► Розділ 1.1.2). Ба більше, у певних випадках поява нових методів підштовхувала до створення нових концепцій – наприклад, поява кольорових аерофотозображень у середині минулого століття, за якими зручно картувати рослинний покрив, надихнула К. Тролля на формулювання ідеї ландшафтної екології (Schreiber, 1990). Очевидно, що у наш час наукові методи головно пов'язані з ІТ.

Першочергово йдеться про геоматику як ІТ щодо збирання, розповсюдження, зберігання, аналізу, опрацювання та презентації географічних даних (геоданих) – даних, прив'язаних до певного місцеположення стосовно Землі (ISO/TC 211, 1998). Можна виділити кілька складових геоматики: 1) збір геоданих на місцевості за допомогою

цифрових приладів, зокрема з використанням технології Глобальних позиційних систем (ГПС); 2) збір геоданих за допомогою геотеледетекції (дистанційного зондування земної поверхні); 3) опрацювання геоданих засобами ГПС; 4) поширення геоданих та засобів їхнього аналізу й візуалізації у комп'ютерних мережах, зокрема за допомогою веб-аплікацій в Інтернеті.

Для геоєкологічних досліджень ключовими є методи поєднання та аналізу даних у ГПС (напр., Chang, 2013), які дають змогу встановлювати просторові й екологічні відношення між різними властивостями ландшафту як компонентами ГЕС. До речі, саме екологічний аналіз карт у ландшафтній архітектурі (McHarg, 1969) спонукав до створення Дослідного інституту систем довкілля (англ.: *Environmental Systems Research Institute – ESRI*) – виробника широкоживаного ПЗ ArcGIS. Згідно з термінологією *ESRI*, розрізняємо три основні категорії геопросторових функцій поєднання растрових геоданих у рамках так званої **алгебри карт** (англ.: *map algebra*): локальні, зональні та глобальні. **Локальні функції** можуть бути застосовані як для кількісних, так і для категорійних геоданих, і полягають у «простому» накладанні геоданих одне на одного (оверлеї). У випадку поєднання кількісних геоданих можуть бути використані різноманітні числові функції. Для категорійних геоданих існує опція поєднання атрибутів у процесі оверлею, завдяки якій можна застосовувати логічні правила для визначення властивостей синтезованих геоданих. **Зональні функції** статистично характеризують ареали або лінії як дискретні геометричні елементи, які представляють «зони», за допомогою інших континуальних і дискретних кількісних геоданих. **Глобальні функції** відображають значення геоданих з урахуванням віддалі від заданих місцеположень-осередків. Окрім цих операторів, у геоєкологічних дослідженнях часто застосовують **фокальні функції**, які не поєднують різні геодані, але дають змогу

кількісно характеризувати комірки растру на підставі аналізу їхніх значень в околі заданих форми та розміру (Chang, 2013).

Геотеледетекція регулярно надає геодані щодо морфології та динаміки наземного покриву, які є ключовими для геоєкологічних досліджень. Високороздільні та недорогі дистанційні геодані тепер можна отримувати з численних сенсорів, встановлених на супутниках, пілотованих і безпілотних літальних апаратах (Lillesand et al., 2015; Whitehead et al., 2014). Смартфони стали інструментами польового знімання, які забезпечують орієнтування за цифровими картами на місцевості, визначення координат, вимірювання експозицій і крутості схилів, фото- та відеофіксацію, а також безпосереднє внесення польового матеріалу в цифрові бази даних (Круглов та ін., 2012; Hennekens, Schaminée 2001). Інтернет є джерелом загальнодоступних геоданих, зокрема різночасових високороздільних дистанційних зображень, завдяки сервісам на зразок *Google Maps*, *Google Earth* або *Earth Explorer*. Він також дає змогу ефективно поширювати свої геодані за допомогою відомчих та публічних картографічних веб-сервісів (напр., *Google My Maps*).

Для здійснення геоєкологічного аналізу розроблене спеціалізоване ПЗ, яке інтегрують у комерційні пакети ГПС. Наприклад, у ►Розділі 1.3.1 вже згадували про ландшафтометричне ПЗ. У загальному доступі є спеціалізоване ПЗ для гідрологічного аналізу ландшафтів (Neitsch et al., 2011), виявлення зоотичних ландшафтних коридорів (Beier et al., 2008) тощо. Геоінформаційні технології поєднали з процесними біоекологічними моделями (див. ►Розділ 1.3.2), і це дало змогу симулювати просторово-часові зміни у ландшафті як ГЕС внаслідок природної сукцесії та зовнішніх впливів – господарських і кліматичних (напр., He et al., 2017; Scheller, Mladenoff, 2006).

Засоби геоєкологічного моделювання стають дедалі доступніші – більшість наукового ПЗ є у вільному доступі, і його

можна експлуатувати на звичайних портативних комп'ютерах. Деякі геоекологічні аплікації працюють онлайн – наприклад, модель для оцінки та контролю водної ерозії (Robichaud et al., 2007). Усе це робить ІТ, зокрема комп'ютерні процесні моделі, стандартом сучасних геоекологічних досліджень. Детальніше про це йтиметься у наступних розділах.

1.5. Суспільні запити

Для будь-якої науки, а особливо для трансдисциплінарної – орієнтованої на зацікавлені сторони поза науковими колами, важливим фактором функціонування й розвитку є суспільне середовище: пануюча система цінностей, стан господарства та пріоритети його розвитку, особливості законодавства, підходи до фінансування тощо. Якщо мова йде про геоекологію, то сферою її суспільних інтересів є природо-користування або, інакше кажучи, менеджмент довкілля, а точніше – геопросторові аспекти менеджменту земельних ресурсів, які пов'язуємо головню з наукою та практикою територіального планування (Круглов, 1998; Куйбіда, Білоконь, 2009; Reimer et al., 2014).

1.5.1. Виклики постіндустріального природокористування

У постіндустріальному суспільстві, яке орієнтоване на продукування послуг та на створення глобалізованої інформатизованої інноваційної економіки (Bell, 1976; Kumar, 2005), питання споживання природних ресурсів та якості природного довкілля стало не лише господарським, але й етично-ціннісним пріоритетом (Sagoff, 2008). Його вирішення пов'язують з так званим сталим розвитком (англ.: *sustainable development*), який першочергово передбачав невиснажливу («сталу») експлуатацію природних ресурсів. Однак оскільки це політична кон-

цепція, то ідею ощадного використання довели «зрівноважили», а потім і «посунули» тезами одночасного соціального згуртування й економічного зростання (Holden et al., 2017; WCED, 1987). У такому вигляді концепція сталого розвитку стала основою міжнародно визнаної стратегії подальшого існування людства (UNCED, 1992; United Nations, 2015).

Серед 17 цілей сталого розвитку до 2030 року, визначених Генасамблеєю ООН (United Nations, 2015) та адаптованих Урядом України (МЕРТУ, 2017), чотири безпосередньо стосуються природного довкілля й компетенції геоекології:

Ціль 6 щодо водозабезпечення передбачає впровадження інтегрованого управління водними ресурсами (Завдання 6.5) через розробку відповідних планів для річкових басейнів;

Ціль 13 визначає, що пом'якшення наслідків зміни клімату буде досягатися обмеженням викидів парникових газів (Завдання 13.1), зокрема зменшенням емісії та збільшенням депонування карбону у сільському та лісовому господарстві;

Ціль 14 стосується збереження морських ресурсів шляхом оптимізації експлуатації морських та прибережних екосистем (Завдання 14.2) через запровадження інтегрованого управління прибережними територіями та збільшення природоохоронних площ;

Ціль 15 присвячена захисту та відновленню екосистем суходолу і складається з кількох завдань, які визначають охорону цих екосистем (Завдання 15.1), стале управління лісами (Завдання 15.2), відновлення деградованих земель, зокрема шляхом збільшення площі угідь екстенсивного використання (Завдання 15.3), а також збереження гірських екосистем (Завдання 15.4).

Зауважимо, що національна інтерпретація пріоритетів сталого розвитку (МЕРТУ 2017) оминула кілька важливих для України положень щодо Цілі 15, зазначених у рішеннях Генасамблеї ООН (United Nations,

2015) – наприклад, запровадження заходів щодо зменшення впливу інвазійних видів на екосистеми. Однак найбільшим упущенням є ігнорування пункту 15.9, який закликає до 2020 року інтегрувати ціннісні аспекти екосистем та біорізноманіття у національне й локальне планування, процеси розвитку, стратегії подолання бідності та у бюджеті.

Ідея інтегрування оцінки екосистем (екологічних комплексів) у процедури територіального планування існує вже тривалий час у рамках концепції природочуйного землекористування, раннім ідеологом якого був Патрик Геддес (1854-1932). Згідно з його поглядами, процес планування повинен починатися з інвентаризації природних умов і ресурсів регіону, за якими слідує дослідження особливостей розселення та традиційного господарства як результату пристосування до природно-географічних умов. Такий підхід дає змогу зрозуміти структуру та процеси в наявному культурному ландшафті й запропонувати адекватні подальші планувальні рішення (Geddes, 1972). Погляди Геддеса розвинули у практичній площині ландшафтний архітектор Єн Макгарг (1920-2001), який разом з партнерами виготовив низку природочуйних регіональних та локальних планів у США. Він застосовував метод інтегрованої природоохоронної оцінки ландшафту, який полягав у аналізі дисциплінарних оцінкових карт (рельєфу, ґрунту, рослинності тощо), накладених одна на одну. Як уже згадували у ►Розділі 1.4, «метод Макхарга» став прообразом оверлейного аналізу у ГІС. Ідеї та приклади свого природочуйного планувального підходу Єн Макгарг опублікував у книзі «Дизайн з природою» (McHarg, 1969), яка стала бестселером та була удостоєна премії в галузі соціології. Ця книга привернула суспільну увагу і сприяла тому, що тепер у процедурах територіального планування природні умови розглядають не лише як економічний ресурс, але й як об'єкти природної спадщини.

Природочуйне планування отримало подальший розвиток у XXI столітті завдяки орієнтації на концепцію екосистемних послуг як благ, які отримує людство від екологічних комплексів (див. Розділ 1.3.2). Впровадження екосистемного підходу у практику територіального планування широко обговорювали не лише в наукових колах (напр., Daily et al., 2009; de Groot et al., 2010), а й на міжнародному політичному рівні. Тепер Програма довкілля ООН (UNEP) заохочує менеджмент природних ресурсів та територіальне планування на підставі екосистемної концепції (UNEP, 2009, 2015), а також патронує ініціативу ЕЕБ (ТЕЕБ 2010). Проєкти на базі концепції екосистемних послуг підтримує також FAO – Продовольча та сільськогосподарська організація ООН (<http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/en/>). Прочитано 20.09.2017). Концепцію екосистемних послуг впроваджує Європейська агенція довкілля як методологічну основу для прийняття рішень щодо менеджменту природних ресурсів у країнах (EEA, 2015). Однак в Україні ідея екосистемних послуг, хоча й закріплена законодавчо (ВПУ, 2019), поки що не отримала помітного поширення не лише серед практиків, а й серед науковців.

1.5.2. Законодавчо-нормативне середовище

Конкретний зміст процедур менеджменту природних ресурсів та територіального планування, зокрема пов'язаних з геопросторовими аспектами оптимізації природного довкілля як сферою трансдисциплінарної геоєкології, визначають відомчі нормативні документи (напр., Державні будівельні норми України – ДБН), однак середовище їхнього застосування формують закони та інші нормативно-правові акти як національного, так і міжнародного рівня. З огляду на це спочатку розглянемо деякі офіційні визначення ключових термінів,

наведені в законодавчих та нормативних документах.

Очевидно, найважливішим правовим поняттям у сфері географічних наук є «земля». Цей термін тепер не має чіткого й однозначного визначення в українському законодавстві, зокрема у Земельному кодексі України. До 2016 року у нас був чинним старий союзний «ГОСТ», згідно з яким: «Земля – найважливіша частина природного довкілля, яка характеризується простором, рельєфом, кліматом, ґрунтовим покривом, рослинністю, надрами, водами. Вона є головним засобом виробництва у сільському та лісовому господарстві, а також просторовим базисом для розташування підприємств і організацій всіх галузей народного господарства» (ГК СССР ПС, 1985). Зауважимо, що технічні споруди (будинки, комунікації тощо) не згадані у визначенні. Це зближує поняття «земля» зі східноєвропейськими науковими поняттями «ПТК», «геосистема», «природний ландшафт» (Исаченко, 1991). Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності» подає визначення спорідненого терміна: «територія – частина земної поверхні з повітряним простором та розташованими під нею надрами у визначених межах (кордонах), що має певне географічне положення, природні та створені в результаті діяльності людей умови і ресурси» (ВРУ, 2011). Отже, правовий зміст терміна «територія» є ширшим за зміст терміна «земля», оскільки охоплює техногенні об'єкти. Це робить обсяг терміна близьким до «західних» наукових понять ландшафту (Bobek, Schmithüsen, 1949; Forman, 1995), а також ГЕС (Бачинський, 1989; Круглов, 2016). Щоправда, на відміну від ландшафту або ГЕС, територія у правовому значенні не має вертикальних просторових меж і простягається у космос та глибини планети.

Іншим найважливішим для географії терміном є «ландшафт», який законодавчо визначений у Європейській ландшафтній конвенції й у протоколах Карпатської і

Чорноморської конвенцій, які ратифікувала Україна: «Ландшафт означає територію, як її сприймають люди, характер якої є результатом дії та взаємодії природних та / або людських факторів» (Council of Europe, 2000). Ландшафтне різноманіття описують як «... формальне вираження численних зв'язків у певний період між особою або суспільством і топографічно визначеною територією, вигляд якої є результатом дії природних та людських чинників...» (CPDSAP, 2007). Отож, законодавство трактує ландшафт та ландшафтне різноманіття як соціоцентричне перцептивне поняття – краєвид.

Широкого вжитку у законодавчих документах набули терміни «біологічне різноманіття», або «біорізноманіття», першочергово визначені у Конвенції про охорону біологічного різноманіття. Під ними розуміють різноманіття всередині видів, поміж видами та поміж екосистемами. Термін «екосистема» має цілком науковий опис як динамічний комплекс угруповань рослин, тварин, мікроорганізмів, а також їхнього неживого довкілля, які взаємодіють як функціональна одиниця. Спорідненими юридичними поняттями є оселище³ (англ.: *habitat*), яке означає місце, або тип місцезнаходження (англ.: *type of site*), в якому природно поширюються відповідні організми або популяції (United Nations, 1992). Зазначимо, що ці біоцентричні правові терміни за змістом ближчі до об'єктів природничої геоecології (ландшафтної екології, ландшафтознавства), ніж соціоцентричне юридичне поняття ландшафту.

Легальне визначення терміна «геоекосистема» у дусі Г. Бачинського (1989) (див. ►Розділ 1.2) як контрольованої людиною територіальної системи, яка є ділянкою ландшафту з характерними процесами енерго- і вологообміну, біохімічними колообігами, видами господарських і соціокуль-

³ В українському офіційному перекладі фігурує невдалий термін «природне середовище»

турних відносин, міститься у Національному стандарті щодо виконання розділів «Охорона довкілля» у складі планувальної документації (Мінрегіонбуд України, 2011). Водночас цей недбало складений документ не містить згадок про ГЕС подальшому тексті. У планувальній документації часто трапляється термін «екологічна мережа» («екомережа»), який, згідно з однойменним Законом України (ВРУ, 2004), означає комплекс поєднаних ключових, сполучних (екокоридори), буферних та відновлювальних природоохоронних територій.

Серед законодавчих актів, які регулюють природокористування в Україні й дотикаються до завдань трансдисциплінарної геоєкології, слід відзначити Закон України «Про природно-заповідний фонд України», який визначає певні процедури планування (зонування) природоохоронних територій та створення їхнього кадастру (ВРУ, 1992). Більш глобальним є Закон «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року», який передбачає інтеграцію екологічної політики до соціально-економічного розвитку для гарантування безпечного довкілля, екологічно-збалансованого природокористування та збереження природних екосистем. Поміж іншим, цей Закон окреслює впровадження екосистемного підходу та розвиток екосистемних послуг (ВРУ, 2019). Серед міжнародних документів згадаємо Ландшафтну конвенцію, згідно з якою ландшафти-краєвиди повинні бути інтегровані в регіональне та міське планування (Council of Europe, 2000). Протоколи Карпатської конвенції передбачають охорону, відновлення та сталу експлуатацію природних оселищ Карпат, а також забезпечення їхньої територіальної поєднаності для підтримки міграції диких видів, зокрема великих хижаків. Для цього вимагається розробка та впровадження відповідних менеджмент-планів, а також створення інформаційної системи біологічного та ландшафтного різноманіття (Carpathian

Convention, 2008). Спеціальна увага приділена сталому лісовому менеджменту, зокрема відновленню природної структури лісостанів, їхній адаптації до змін клімату та збільшенню запасів карбону у лісових екосистемах. Також заплановане створення інформаційної системи щодо стану лісів Карпат (Carpathian Convention, 2011).

Угода про асоціацію з ЄС (Уряд України, 2015) визначає адаптацію Україною низки європейських природоохоронних директив. Зокрема це Рамкова водна директива (European Commission, 2000) та Директива щодо оцінки та управління паводковими ризиками (European Commission, 2007), які передбачають аналіз річкових басейнів і заплановані для розробки планів з їхнього управління. Директива щодо охорони диких птахів (European Commission, 2010) зобов'язує ідентифікувати спеціальні охоронні території пробування певних видів, а Оселищна директива (European Commission, 1992) вимагає інвентаризувати місцепробування дикої флори та фауни, а також визначити пріоритети з їхнього менеджменту. Україна також зобов'язується розробити довготривалий план дій з пом'якшення наслідків та адаптації до зміни клімату. Очевидно, що такий план має містити певні зміни у землекористуванні, які може обґрунтувати геоєкологія.

Тепер розглянемо власне офіційні планувальні документи щодо положень, пов'язаних з геопросторовими аспектами оптимізації природного довкілля. Закон України «Про Генеральну схему планування території України» передбачає реалізацію питань сталої експлуатації природних ресурсів головню через розширення територій природно-заповідного фонду у рамках національної екологічної мережі як складової Всеєвропейської екологічної мережі (ВРУ, 2002). Однак основний зміст територіальних планів регулюють державні будівельні норми (ДБН). На національному та регіональному рівнях (до групи адміністративних районів включно) чинні ДБН

Б.1.1-13 (Мінрегіонбуд України, 2012а), для обґрунтування перспективного плану вимагають складання «схеми природно-ресурсного потенціалу та природно-техногенної небезпеки» у масштабах 1:50 000 – 1:200 000. Проте ця схема не передбачає відображення екологічних комплексів, визначених міжнародними та національними законодавчими актами (оселищ, екосистем, ландшафтів тощо), і отже, навряд чи може слугувати надійною основою для екологічного обґрунтування територіальних планів, зокрема для ідентифікації перспективних територій екологічної мережі та визначення їхнього природоохоронного режиму. На рівні адміністративного району геопросторового відображення природних умов і ресурсів взагалі не вимагають – замість нього пропонується «схема планувальних обмежень» масштабу 1:10 000 – 1:50 000, та ще й суміщена з планом сучасного використання території. У генеральних планах поселень ДБН Б.1.1-15 так само передбачена лише схема планувальних обмежень (Мінрегіонбуд України, 2012b). На відміну від ДБН, національний стандарт щодо виконання розділів з охорони довкілля у складі планувальної документації (Мінрегіонбуд України, 2011), поміж іншого, зобов'язує характеризувати природні ландшафти (під якими по суті розуміють не краєвиди, а ГЕС) до та після здійснення запланованих заходів. Водночас цей стандарт не вимагає геопросторової інформації. До того ж, незрозуміло, яким чином характеристики природних умов у цих розділах впливають на прийняття планувальних рішень. Містобудівний кадастр, зміст якого регулює ДБН Б.1.1-16, повинен містити вражаючий перелік «графічних даних» (очевидно, йдеться про геодані – див. Розділ 1.4), зокрема щодо природних умов, але у ньому не передбачена інформація ні про екологічні комплекси, ні про рослинні угруповання (Мінрегіонбуд України, 2013). Отож, зазначені ДБН не забезпечують належним чином інтегрування підходів сталого розвитку та збереження

біотичного й ландшафтного різноманіття у територіальні плани і значною мірою ігнорують відповідні міжнародні угоди та національні закони.

Кращою є ситуація з нормативами щодо планування природоохоронних територій: біосферних резерватів, національних парків, заповідників та ландшафтних парків. Функціональне зонування території цих об'єктів природно-заповідного фонду повинні здійснювати на підставі аналізу геопросторових даних, зокрема щодо природних оселищ (екосистем) та ландшафтів-краєвидів (Мінприроди України, 2005а, б, в, г). Подібним чином складені й офіційні методичні рекомендації щодо планування регіональних та локальних екологічних мереж. Зокрема вони пропонують обґрунтовувати екологічні мережі на підставі ландшафтних карт, під якими розуміють карти екологічних комплексів (Мінприроди України, 2009). Ці рекомендації були доповнені практичним посібником зі створення екокоридорів з використанням геоекологічного аналізу засобами геоматики (Деодатус та ін., 2010).

Висновки до Розділу 1

Фактори, які визначають зміст трансдисциплінарної геоекології, можна розділити на кілька категорій. По-перше, це загальнонаукові уявлення про трансдисциплінарність і системний підхід, які є епістемологічним фундаментом науки. По-друге, це уявлення, які вже склались всередині географії про зміст геоекології, а також про провідні підходи, – геопросторовий та екологічний, – які формують її методологію. По-третє, це специфіка геоматики як ІТ, яка лежить в основі геоекологічних методів. По-четверте, це суспільна кон'юнктура, зокрема законодавство, які визначають прикладну орієнтацію та перспективи геоекології як трансдисциплінарної науки.

Інтегровані між- та трансдисциплінарні підходи, на відміну від багатодисциплі-

нарного підходу, передбачають наявність єдиного концептуально-теоретичного апарату, а також застосування гармонізованих дисциплінарних методів і спільних даних від самого початку дослідження. На пострадянському просторі такі дослідження називають «комплексними». Трансдисциплінарний підхід є формою міждисциплінарного підходу, орієнтованого на суспільну кон'юнктуру, зокрема на інтерактивну взаємодію зі стейкхолдерами у процесі формування мети та представлення результатів дослідження. Отже, трансдисциплінарна компонента інтегрованого дослідження є позанауковим додатком, який забезпечує ефективний інтерфейс науки з суспільством. Важливим оригінальним аспектом нашого тлумачення інтегрованих між- та трансдисциплінарних досліджень є висвітлення їхнього зв'язку з системним підходом.

Системний підхід є епістемологічною основою будь-якої науки і полягає у відображенні та дослідженні складних реальних об'єктів, – комплексів, – за допомогою моделей – систем. Отже, системи є теоретичними об'єктами науки. Йдеться переважно про процесні системи, які відображають причинно-наслідкові відношення між компонентами як властивостями комплексу. Виводи процесних систем асоціюємо з предметами дослідження. ІТ тепер дає змогу створювати динамічні механістичні процесні системи, які симулюють поведінку комплексів. Інтегрований (між- або трансдисциплінарний) підхід передбачає інтерпретацію комплексу як мережі гармонізованих поєднаних систем – комплексної системи. Кожну з підсистем комплексної системи делімітує та досліджує певна дисципліна-учасниця трансдисциплінарного «консорціуму». Основою для інтеграції підсистем у комплексну систему слугує базова система як загальна міждисциплінарна генетична модель комплексу. Всеосяжну комплексну систему, яка відображає усі «грані» досліджуваного комплексу назива-

ємо тотальною системою. Для розширення та деталізації тотальної системи немає теоретичних обмежень.

Існують доволі відмінні тлумачення змісту геоєкології, які поширені переважно в німецько-, а також у російсько- та україномовному наукових просторах. У міжнародній (англомовній) науці про геоєкологію згадують мало. Все ж, тепер геоєкологію переважно визнають міждисциплінарною наукою, яка досліджує за допомогою екологічного та геопросторового підходів фізичні, біотичні та суспільні властивості ландшафтів як ГЕС. Теоретичними об'єктами геопросторового підходу є геосистеми як морфологічні моделі явищ, диференційованих у квазідвовимірному просторі земної поверхні. Тепер геосистеми реалізують як цифрові геодані. Теоретичними об'єктами екологічного підходу є екосистеми як процесні моделі біофізичних та суспільно-біофізичних комплексів. У рамках екології нагромаджений суттєвий досвід дослідження екологічних комплексів як динамічних механістичних систем за допомогою ІТ. Географія є колискою екологічного підходу і широко його використовує.

ІТ, зокрема геоматика як наука про здобування, опрацювання та поширення цифрових геоданих, тепер є основою геоєкологічних методів. Особливо важливою для геоєкології є технологія алгебри карт ГІС, яка дає змогу застосовувати різні способи поєднання категорійних та числових геосистем у ГЕС. Крім того, з'явилося ПЗ для моделювання просторово-часових змін у ландшафті, яке є інструментом реалізації динамічних ГЕС.

Суспільна кон'юнктура, орієнтована на реалізацію завдань сталого розвитку, сприяє утвердженню геоєкології у практичній сфері природочуйного територіального планування. У постіндустріальному суспільстві питання ощадного споживання природних ресурсів перетворилося на ціннісний пріоритет, який втілений у Цілях

сталого розвитку, визнаних світовим співтовариством та Українською державою: 1) інтегрованому управлінні водними ресурсами; 2) пом'якшенні наслідків зміни клімату; 3) збереженні морських екосистем; 4) захисті та відновленні суходільних екосистем, зокрема гірських, а також експлуатованих у лісовому та сільському господарстві. Україна прийняла закони, які передбачають інтеграцію питань збереження біотичного різноманіття, під яким зокрема

розуміють множинність оселищ як екологічних комплексів, а також ландшафтного різноманіття, яке стосується традиційних краєвидів, у політику соціально-економічного розвитку та практику територіального планування. Зокрема йдеться про перехід на екосистемний менеджмент для забезпечення сталого розвитку на основі оптимізації екосистемних послуг, а точніше – послуг екологічних комплексів.



Розділ 2.

Методологічні основи трансдисциплінарної геоекології

- 2.1. Загальний зміст трансдисциплінарної геоекології – 68
 - 2.2. Геоекологічний комплекс (ландшафт) як реальний об'єкт – 74
 - 2.3. Геоекосистеми (ГЕС) як теоретичні об'єкти – моделі ландшафту – 81
 - 2.4. Тотальна геоекосистема (Т-ГЕС) та її підсистеми – 89
 - 2.5. Трансдисциплінарна компонента геоекології – 92
 - 2.6. Дизайн трансдисциплінарного геоекологічного проєкту – 96
- Висновки до Розділу 2 – 99

2.1. Загальний зміст трансдисциплінарної геоєкології

Мета й завдання. Аналіз передумов формування геоєкології як трансдисциплінарної науки, проведений у ►Розділі 1, дає підстави окреслити її перспективний зміст. У найзагальнішому викладі *мета трансдисциплінарної геоєкології полягає в науковій підтримці практики сталого природокористування у питаннях, пов'язаних з геопросторовими аспектами екосистемного менеджменту, зокрема оптимізації екосистемних послуг. Цю підтримку реалізують у взаємодії зі стейкхолдерами на підставі даних та методів природничих і суспільних дисциплін, гармонізованих та інтегрованих за допомогою голістичної концепції Т-ГЕС і технологій геоматики.* Така мета передбачає низку *завдань*, які повинна вирішувати трансдисциплінарна геоєкологія:

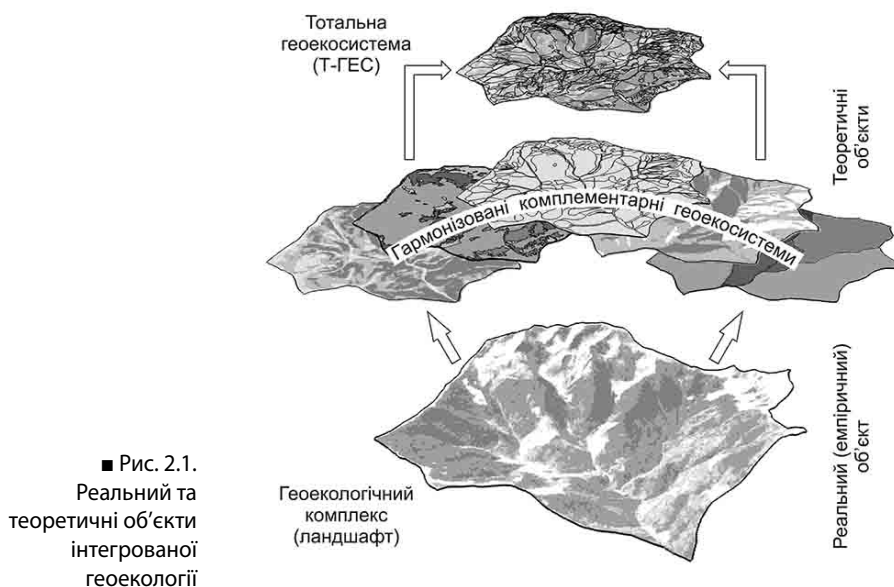
1. Вироблення та подальша конкретизація, на підставі екологічного й геопросторового підходів, голістичної концепції Т-ГЕС, яка творить методологічний фундамент інтегрованої (між- або трансдисциплінарної) геоєкології;
2. Гармонізація, на основі цієї голістичної геоєкологічної концепції, теоретичних підходів фізико-, біо- та суспільно-географічних дисциплін, а також інших наук, залучених до міждисциплінарних геоєкологічних досліджень;
3. Адаптація й інтеграція дисциплінарних методів збору, опрацювання та представлення даних на підставі геоєкологічної концепції й технологій геоматики;
4. Забезпечення ефективного інтерфейсу «наука-суспільство» для реалізації трансдисциплінарного аспекту геоєкології.

Об'єкти та предмети. *Реальними (емпіричними) об'єктами* інтегрованої, тобто

між- або трансдисциплінарної, геоєкології є геоєкологічні комплекси. *Геоєкологічний комплекс – це диференційоване у геопросторі й часі складне поєднання усіх фізичних, біотичних та суспільних явищ земної поверхні.* Земну поверхню інтерпретуємо як зону взаємопроникнення літосфери, атмосфери та гідросфери, як на суходолі, так і у воді, у якій зосереджена біота, а також пробуває людське населення. Геоєкологічний комплекс є тотальним, оскільки охоплює всі без винятку явища земної поверхні, незалежно від генези та рівня організації матерії. Окрім того, цей комплекс має географічну розмірність – його площа повинна становити не менше ніж 10^3 – 10^4 м² для того, щоб можна було визначати його геопросторові межі (див.►Розділ 1.3.1). У цій роботі увагу зосередили на суходільних геоєкологічних комплексах локальної й регіональної розмірності, які альтернативно називають ландшафтними комплексами або просто ландшафтами.

Теоретичними об'єктами інтегрованої геоєкології є *гармонізовані комплементарні ГЕС як процесні моделі геоєкологічного комплексу.* Поєднання таких ГЕС формує *Т-ГЕС як голістичну (всеохоплюючу і різнопланову) модель геоєкологічного комплексу* – основний об'єкт інтегрованої геоєкології (Круглов, 2005; ►Рис. 2.1). **Предметами** інтегрованої геоєкології є різноманітні геопросторово-диференційовані фізичні, біотичні й суспільні явища, які розглядають як виводи (підпорядковані компоненти) відповідних гармонізованих комплементарних ГЕС (див. також►Розділи 1.1.2 та 1.3.2).

Дані й методи. Трансдисциплінарна геоєкологія використовує найрізноманітніші дані й методи фізико-, біо- та суспільно-географічних дисциплін, а також інших наук, які гармонізують на підставі концепції Т-ГЕС та інтегрують за допомогою технологій геоматики. Конкретний перелік даних та методів підпорядкований особливостям ГЕС, конфігурації яких визначає проблем-



на орієнтація (предмет) конкретних досліджень. Огляд базових методів та даних, які застосовують у геоєкологічних дослідженнях, наведений у ►Розділі 3.5, а у ►Розділі 5 подано деталізований опис деяких методів у рамках дослідження конкретної території. На додачу до наукових даних та методів, трансдисциплінарна геоєкологія використовує засоби інтерактивної комунікації зі стейкхолдерами як для адаптації своїх досліджень до їхніх потреб, так і для популяризації результатів.

Практичні завдання. Оскільки трансдисциплінарна геоєкологія покликана здійснювати наукову підтримку практичної діяльності, пов'язаної з геопросторовими аспектами екосистемного менеджменту, то її практичні завдання визначають пріоритети цього менеджменту. Згідно з тепер уже усталеним розумінням, *екосистемний менеджмент спрямований на збереження й відтворення екосистемних послуг (підтримувальних, регуляторних, постачальних та культурних) і здійснюється із залученням усіх стейкхолдерів у повній інтеграції з соціальними та економічними потреба-*

ми людей (MEA, 2005; Szaro et al., 1998; UNEP, 2009). Виділяють сім принципових етапів екосистемного менеджменту: 1) делімітація екосистеми для менеджменту; 2) визначення стратегічних цілей менеджменту; 3) формулювання всеосяжного розуміння екосистеми; 4) здобуття соціоекономічних даних; 5) поєднання соціоекономічних та біофізичних даних у відповідній моделі; 6) здійснення експериментальних дій з менеджменту екосистеми; 7) моніторинг результатів менеджменту (Brussard et al., 1998). Передбачаємо, що трансдисциплінарна геоєкологія спроможна інтегрувати та надавати значну частку інформації за всіма переліченими позиціями, а особливо – за пунктами 1, 3 та 5.

Практичні завдання трансдисциплінарної геоєкології доцільно також інтерпретувати з огляду на глобальні виклики сталого розвитку, які стали політичними пріоритетами як для світової спільноти, так і для Європи, включно з Україною (див. ►Розділ 1.5). Трансдисциплінарна геоєкологія може надавати наукову підтримку різним секторам природокористування: сільському й лісово-

му господарству, природоохоронній справі, водному господарству, містобудуванню тощо. Однак особливо ефективно голістичний підхід трансдисциплінарної геоєкології може бути використаний у процесі інтегрованого (комплексного) територіального планування на різних просторових рівнях – від локального до глобального.

Дисциплінарна організація. До складу інтегрованої геоєкології залучають найрізноманітніші дисципліни, теоретично-концептуальний та методичний апарат яких гармонізують на підставі голістичної концепції про ландшафт як Т-ГЕС, а дані інтегрують за допомогою технологій геоматики (■Рис. 2.2). Такі гармонізовані географічні дисципліни створюють обсяг фізичної, біотичної та суспільної геоєкології. У нашому випадку географія є також «містком» між негеографічними науками й геоєкологією. Наприклад, біоекологія як наука про біотичні популяції та угруповання представлена в геоєкології через біогеографію, а економіка – через суспільну географію.

Гармонізовані географічні дисципліни, кожна з яких вивчає певну категорію комплементарних ГЕС як складову Т-ГЕС, створюють окремі галузі інтегрованої геоєкології. **Фізична геоєкологія** охоплює дисципліни, які ґрунтуються на методах геоморфології, четвертинної геології, геохімії, метеорології та гідрології. Вона загалом відповідає фізиці ландшафту (Беруашвили, 1990), хімії ландшафту (Перельман, 1975), гідрології ландшафту (Антонов, Корытний, 1992), а також науці про геоморфологічні процеси у ландшафті, яка не знайшла окремого дисциплінарного вираження у ландшафтознавстві колишнього СРСР. Як зазначали раніше, фізична геоєкологія є власне геоєкологією у сенсі Г. Лезера (Leser, 1991). Альтернативно дисципліни фізичної геоєкології можна називати: морфологічна геоєкологія, хімічна геоєкологія, метеорологічна геоєкологія, гідрологічна геоєкологія (гідрогеоєкологія) тощо.



■ Рис. 2.2. Дисциплінарна структура інтегрованої геоєкології за концептуально-методичними підходами

Біотична геоєкологія (біогеоєкологія) є міждисциплінарним осмисленням біогеографії як науки про геопросторові структури й процеси у популяціях та угрупованнях (Huggett, 2004; MacArthur, 1972). Через біогеографію геоєкологія підтримує зв'язок з біоекологією та іншими біологічними науками – ботанікою, зоологією тощо. Біогеоєкологія може бути поділена на окремі дисципліни. Фітогеоєкологія (ботанічна геоєкологія) досліджує геопросторові структури і процеси у рослинних популяціях та угрупованнях. Вона загалом відповідає ландшафтній екології у розумінні К. Тролля (1972) та інших німецьких геоботаніків (див. ►Розділ 1.2). Зоогеоєкологія вивчає геопросторові структури та процеси у тваринних популяціях і цим наслідує північноамериканську ландшафтну екологію (Fahrig, Merriam, 1985; Forman, 1995). У рамках фітогеоєкології, наприклад, здійснені дослідження майбутньої динаміки карпатського лісового ландшафту (►Розділ 5.6).

Інтеграція дисциплін фізичної й біотичної геоєкології творить природничу геоєкологію. Ця міждисциплінарна географічна наука відома на просторі колишнього СРСР як природниче ландшафтознавство або вчення про ПТК / геосистеми (Исаченко, 1991), а в сучасному німецькомовному середовищі – як ландшафтна екологія (Leser, 1991; Steinhardt et al., 2011) або геоєкологія (Billwitz, 1998; Blumenstein et al., 2000). Обмеженість цієї міждисциплінарної науки полягає в тому, що вона не розглядає людське населення, а іноді навіть артефакти як складову об'єкта дослідження та, відповідно, не застосовує методологію суспільних наук. Щоправда, суспільні підходи у неявній формі присутні у її прикладних розділах – наприклад, у прикладному ландшафтознавстві (Исаченко, 1980).

Методологію суспільних наук залучають до геоєкології через дисципліни суспільної географії, які, своєю чергою, тісно пов'язані з гуманітарними науками: демографією, економікою, соціологією, політологією тощо. **Суспільна геоєкологія** досліджує ландшафти за допомогою комплексних ГЕС, висновками яких є певні соціально-економічні властивості як екосистемні послуги. Наприклад, це може бути геоєкологія луківництва (►Розділ 5.4.4). До сфери суспільної геоєкології потрапляють біохейвористські географічні дослідження (Голд, 1990), на зразок з'ясування меж і якостей вернакулярних ландшафтів (Гродзинська, 2004; Jackson, 1984) або їхньої естетики (Гродзинський, Савицька, 2005; Bourassa, 1991). Так, у►Розділі 5.4.3 наведений приклад естетичної оцінки ландшафту за допомогою кількісних методів. Почала швидко розвиватися ландшафтна археологія, яка вивчає геопросторові аспекти взаємодії доісторичного суспільства зі своїм природним довкіллям, зокрема ландшафтом як краєвидом (Howey, Brouwer, 2017). На сьогодні найперспективнішою сферою суспільної геоєкології й інтегрованої геоєкології загалом є дослідження геопросторових

аспектів екосистемних послуг (Costanza, 2000; Grunewald, Bastian, 2015; Kruhlov, 2014; MEA, 2005).

У процесі проблемно-орієнтованого дослідження поєднуються фізичні, біотичні й суспільні геоєкологічні дисципліни, необхідні для вирішення проблеми. Такий синтез гармонізованих дисциплін, який втілюється в об'єднанні теоретичних об'єктів (злитті дисциплінарних ГЕС у поєднану Т-ГЕС), а також в інтеграції даних та методів за допомогою технологій геоматики, творить міждисциплінарну геоєкологію – найповнішу форму синтезу в географічній науці.

З огляду на геопросторову розмірність наукових об'єктів, геоєкологію можна поділяти на глобальну, регіональну та локальну; а за екологічного специфікою – на суходільну та водну (►Рис. 2.3). **Глобальна геоєкологія**, яка вивчає цілісний екологічний комплекс Землі як екосфери⁴, є сучасним аналогом «радянського» загального землезнавства (напр., Багров та ін., 2000; Геренчук та ін., 1984). **Регіональна геоєкологія** зосереджена на дослідженні великих просторових підрозділів екосфери, – суходільних та водних екорегіонів, – і загалом нагадує «традиційні» фізико-географічне районування (напр., Исаченко, 1991) та фізичну географію континентів і океанів (напр., Шищенко, 2010). **Локальна геоєкологія** має за реальні об'єкти невеликі, відносно однорідні, ділянки суходолу і вододойм, які інтерпретує як екотопи й екохори. Локальна геоєкологія суходолу подібна на ландшафтознавство російськомовного наукового простору (напр., Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002) і має альтернативну, більш вживану, назву – **ландшафтна екологія** (напр., Гродзинський, 2014; Bastian, Steinhardt, 2002). У цій публікації увага зосереджена

⁴ Поняття екосфери та інших геоєкологічних просторових одиниць (екона, екотопу, екохори та екорегіону) висвітлене в Розділі 3.2.



■ Рис. 2.3.
Дисциплінарна
організація
інтегрованої
геоекології
за специфікою
реальних об'єктів

головно на локальній та регіональній геоєкології суходолу. На відміну від згаданих «традиційних» природно-географічних дисциплін російського наукового простору, інтегрована геоєкологія покладається на міждисциплінарні екосистемні дослідження (див. ► Розділ 1.3.2) і доповнює їх геопросторовими аналізом і синтезом, реалізованими за допомогою технології геоматики. Крім того, вона визнає суспільні явища невід'ємною складовою свого об'єкта і, зокрема, розглядає їх за допомогою методології суспільних наук у рамках концепції екосистемних послуг. Це робить геоєкологію інтегрованою (комплекснішою), методологічно «сильнішою» та краще адаптованою до суспільних викликів наукою, ніж «традиційна» комплексна географія минулого століття.

Трансдисциплінарна складова. Міждисциплінарна геоєкологія повинна ефективно взаємодіяти зі стейкхолдерами, зокрема допомагати вирішувати практичні проблеми у сфері менеджменту довкілля, а також популяризувати свої здобутки й отримувати підтримку від суспільства. Для цього необхідно розширити компетенцію геоєкології допо-

могою трансдисциплінарного компонента. Його завдання полягають у:

1. Орієнтації науки на наявні політичні та економічні пріоритети щодо екосистемного менеджменту;
2. Пристосуванні наукової термінології до формулювань політичних та законодавчих документів;
3. Пошуку замовників, партнерів та донорів для реалізації конкретних проєктів щодо геопросторових аспектів екосистемного менеджменту;
4. Забезпеченні, протягом реалізації таких проєктів, обміну інформацією зі стейкхолдерами в ненаукових секторах суспільства (землевласниками, органами влади, громадськими організаціями, широкою громадськістю);
5. Наданні наукової підтримки девелоперам протягом реалізації практичних проєктів у сфері природокористування;
6. Експертизі й моніторингу наслідків менеджменту довкілля;
7. Широкої публікації результатів досліджень не лише в наукових виданнях, але й у засобах масової інформації, для привертання уваги суспільства до наукових

і практичних можливостей та проблем у сфері геопросторових рішень щодо екосистемного менеджменту;

8. Розробці та впровадженні, на підставі реалізованих практичних проєктів, освітніх курсів та програм у рамках вишівської й позавишівської підготовки фахівців;
9. Впливі на формування наукових та політичних пріоритетів у сфері дослідження довкілля та його менеджменту.

Трансдисциплінарна геоєкологія та інші географічні науки. Питання співвідношення геоєкології, зокрема у її трансдисциплінарній інтерпретації з іншими географічними науками, було розглянуте в ►Розділі 1.2. Тому тут коротко підсумуємо, що трансдисциплінарна геоєкологія є найповнішим продуктом інтеграції дисциплінарних (геоморфології, метеорології, економічної географії тощо) та міждисциплінарних (ландшафтознавства, ландшафтної екології) географічних наук. У цьому обсязі вона є сучасним аналогом «єдиної географії» у сенсі російськомовних (Анучин, 1960) та англomовних (Хаггетт, 1979) географів минулого століття. Концептуальні засади трансдисциплінарної геоєкології сформульовані в руслі ідеї голістичної ландшафтної екології, запропонованої З. Наве (Naveh, 2000a, 2005; Naveh, Lieberman, 1990) та підтриманої іншими ландшафтними екологами (Гродзинський, 2014; Antrop, 2005; Bastian, Steinhardt, 2002; Li, 2000). Тому загалом можна стверджувати, що *трансдисциплінарна геоєкологія та трансдисциплінарна ландшафтна екологія – це альтернативні назви голістичної прикладної науки про ландшафт*. Однак у рамках трансдисциплінарної геоєкології, основні положення якої викладені в цій монографії, ідеї З. Наве (Naveh, 2000a), які мають більш загальнонаукове формулювання, уточнені, розширені й адаптовані для реалізації за допомогою конкретних дисциплінарних методів з використанням сучасних технологій геоматики та для вирішення

конкретних завдань щодо геопросторових аспектів екосистемного менеджменту. Стосовно концептуальних відмінностей, зауважимо:

1. У назві науки перевага надана грецькому кореню над німецьким – «гео» замість «ланд». Це зроблено з кількох міркувань. По-перше, тим самим виконане побажання самого автора термінів «ландшафтна екологія» та «геоекологія» К. Тролля (1972) щодо зміни назви науки для надання їй однакового звучання різними мовами, що актуально в умовах інтернаціоналізації наукової діяльності; По-друге, така назва дає змогу трактувати геоєкологію як вчення не лише про суходільні геоєкологічні комплекси локальної розмірності (ландшафти), але й про регіональні та глобальні формації як суходолу, так і океану. По-третє, термін «геоекологія» коротший за «ландшафтна екологія»;
2. Якщо З. Наве (Naveh, 2000a) у своїй концептуальній праці протиставляє редукціоністський підхід голістичному розумінню ландшафту, то в нашій інтерпретації трансдисциплінарної геоєкології редукціоністські підходи, які забезпечують конкретні дисциплінарні методи дослідження, поєднують у голістичній концепції ландшафту на підставі принципу комплементарності (див. ►Розділ 1.1.2). Ця ідея втілена у концепції Т-ГЕС, яку формують окремі гармонізовані дисциплінарні ГЕС (►Розділ 2.4);
3. Концепція ландшафту як Т-ГЕС певною мірою наслідує ідею З. Наве про ландшафт як тотальну людську екосистему, яку розглядають як ієрархію біоекологічних формацій: організм – популяція – біоценоз – екосистема – тотальна людська екосистема (Naveh, 2000a). Запропонована ж нами Т-ГЕС є, першочергово, не ієрархією, а мережним поєднанням різних категорій комплементарних дисциплінарних ГЕС, які гармонізовані

й інтегровані не лише в екологічній, але й у геопросторовій площинах. В основу такого комплементарного підходу покладено ідею множинності ландшафтних територіальних структур (Гродзинський, 2014; Раман, 1972), яка доповнена уявленнями про множинність екологічних (субстанційних) та часових (динамічних) ландшафтних структур (Круглов, 2005, 2006, 2016; Krouglov, 1999);

4. Найважливіша перевага трансдисциплінарного геоєкологічного підходу над іншими ландшафтними концепціями полягає у забезпеченні ефективнішого механізму поєднання різноманітних дисциплінарних методів досліджень на основі технології геоматики, а також у орієнтації на практику екосистемного менеджменту.

2.2. Геоєкологічний комплекс (ландшафт) як реальний об'єкт⁵

Термінологічний аналіз. Слово «ландшафт» є невід'ємною складовою термінологічного апарату географічних наук. Однак цей термін, запозичений з побутової німецької мови, має найрізноманітніші тлумачення як у географії, так і в інших науках, законодавстві й побуті. Оскільки доволі вичерпний аналіз цього поняття зробив М. Гродзинський (2005), то ми зупинимося лише на кількох найпоширеніших географічних інтерпретаціях. У німецькомовній географії під ландшафтом розуміють ділянку земної поверхні із однотипною структурою та процесами природного простору (нім.: *Naturraum* – те саме, що ПТК) та «накладених» на нього антропогенних утворень і людського населення (Нееф, 1974; Bastian, Steinhardt, 2002;

Bobek, Schmithüsen, 1949; Haase, 1991). У російсько- та україномовній науці ландшафт переважно тлумачать як ПТК, тобто як територію, яку розглядають з огляду на генетичне поєднання її природних характеристик: геолого-геоморфологічних, гідрокліматичних та біотичних. Водночас людське населення, а також матеріальні прояви його діяльності (культурну рослинність, інженерні споруди тощо), не залучають до обсягу ПТК (Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002; Солнцев, 1960). Переважно ландшафтом називають лише ПТК найдрібнішої регіональної розмірності – природний (ландшафтний) район (Анненская и др., 1962; Міллер та ін., 2002; Солнцев, 1949). Раніше гостро дискутували доцільність виділення так званих антропогенних ландшафтів, які характеризували головню на підставі культурних (у широкому розумінні) властивостей та протиставляли ПТК (Исаченко, 1974; Мильков, 1973, 1975). Ландшафт також ототожнюють з природною (Исаченко, 1991; Сочава, 1978) або природно-антропогенною (Мухина, 1989) геосистемою. У англomовній (міжнародній) науці ландшафт розпливчато визначають як «... мозаїку, у якій кластер локальних екосистем повторюється у подібній формі на площі, ширшій за один кілометр» (Forman, 1995, С. 39). А Європейська ландшафтна конвенція тлумачить ландшафт як краєвид (Council of Europe, 2000) (див. також ►Розділ 1.5.2). Різноманіття інтерпретацій терміна «ландшафт» свого часу спонукало А. Арманда (1988) розглядати його як науковий конструкт (модель), однак більшість дослідників у російськомовному середовищі схиляється до погляду на ландшафт як на реальний об'єкт, який можна досліджувати за допомогою різних моделей (Беручашвили и др., 1989). Подібної думки дотримуються й німецькі геоєкологи, які розуміють під ландшафтом реальне утворення – геокомплекс (Хаазе, 1980; Bastian, Steinhardt, 2002).

Загальне визначення. З огляду на на-

⁵ Цей розділ був опублікований як окрема стаття (Круглов, 2019).

явність дуже різних інтерпретацій терміна «ландшафт», а також через неklasичне германське походження, виглядало би логічним узагалі відмовитися від його наукової експлуатації й замінити класичною науковою конструкцією, на зразок «суходільний геоекологічний комплекс» (англ.: *terrestrial geoeological complex*). Однак вилучення слова «ландшафт» з наукового обігу видається малоперспективним через його широкий вжиток в усіх провідних географічних школах світу. Тому пропонуємо застосовувати цей термін у найширшому географічному значенні, якого, згідно з О. Бастіаном (Bastian, 2001), надав йому ще А. Гумбольдт, – як позначення тотального характеру ділянки земної поверхні.

Тоді формальне визначення ландшафту набуде такої форми: **ландшафт – це фрагмент суходолу, який розглядають з огляду на взаємозв'язки та диференціацію у геопросторі всіх явищ земної поверхні: фізичних, біотичних та суспільних**. Як уже згадували вище, альтернативна назва ландшафту – **суходільний геоекологічний комплекс**. Першочергово ландшафт асоціюємо з фізично-відчутними явищами земної поверхні – такими, що мають масу-енергію. Це приповерхневі відклади, приземне повітря, вода, біота, людське населення й артефакти (матеріальні прояви діяльності людей). Усі ці утворення, незалежно від генези та рівня організації матерії, мають фізичні, біотичні та суспільні властивості⁶. Тому ландшафт

може бути об'єктом дослідження різних географічних дисциплін – фізичних, біологічних і суспільних. Ландшафтні властивості розглядають у їхньому взаємозв'язку, а також у зв'язку з докільям ландшафту – фізичним, біотичним і суспільним. Відношення ландшафтних явищ між собою, а також із ландшафтним докільям, вивчають з огляду на диференціацію у геопросторі та (опційно) у часі. Через це ландшафт інтерпретують як полігенетичне просторово-часове утворення, яке поєднує фізичний, біотичний та суспільний рівні організації матерії і яке є загальним емпіричним об'єктом усіх географічних наук (Гродзинський, 2005; Саушкін, 1946; Angelstam et al., 2013; Bobek Schmithüsen, 1949; Carol, 1957; Farina, 2000).

Екологічна (субстанційна) організація ландшафту. Ландшафт має складну матеріальну організацію – він є поєднанням різноманітних субстанцій, які проникають і перетікають одна в одну і створюють багатогранне різноманіття земної поверхні з неосяжною кількістю форм матерії. Це неосяжне різноманіття ландшафтних субстанцій описують за допомогою різних моделей-систем. Найпоширенішою є модель, сформована згідно з дисциплінарним принципом, у якій ландшафтну субстанцію представляють як поєднання компонентів, кожен з яких є об'єктом певної географічної дисципліни: рельєфу як об'єкта геоморфології, ґрунту як об'єкта педології, рослинності як об'єкта геоботаніки тощо (Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002). Техногенні утворення (артефакти) також залучають до ландшафтних компонентів як аналоги природних явищ або як самостійні об'єкти (Krouglov, 1999). Така концептуальна модель, яка є втіленням міждисциплінарного підходу, практична і зрозуміла, оскільки дає змогу застосовувати загальновідомі дисциплінарні концепції й методи для опису суб-

⁶ Наприклад, властивості повітря ландшафту розглядають як фізичне явище – клімат, який характеризують за допомогою фізичних показників (температури, вологості тощо). Водночас його інтерпретують як біотичне явище – біоклімат, який описують за допомогою біоекологічних показників (суми активних температур, тривалості вегетаційного періоду тощо). Крім того, властивості повітря можуть розглядати як суспільне (економічне) явище – кліматичний ресурс, який визначає, наприклад, сільськогосподарський потенціал ландшафту. Реалізовані ландшафтні ресурси, тобто ті ландшафтні властивості, які активно

використовує суспільство, називають також екосистемними послугами (Costanza, 2000) (див. Розділ 1.3.2).

станційних компонентів. «Дисциплінарні» субстанційні компоненти переважно розглядають у загальному генетичному взаємозв'язку, який передбачає провідну роль геолого-геоморфологічних і гідрокліматичних компонентів і підпорядковану – біотичних (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002; Солнцев, 1960, 1973). Це робить міждисциплінарну субстанційну модель ландшафту процесною системою, яка дуже подібна, якщо не аналогічна, до «класичної» екосистемної моделі (Tansley, 1935) (див. Рис. 1.11). Тому субстанційну організацію ландшафту можна альтернативно називати екологічною організацією, а субстанційні компоненти ландшафту – екологічними компонентами.

Окрім загальної міждисциплінарної генетичної моделі, є спеціальні екологічні моделі, які детальніше відображають окремі властивості ландшафтного комплексу. Наприклад, для вивчення процесів фотосинтезу, біогеохімічних циклів та трофічних зв'язків біоту ландшафту поділяють на автотрофів та гетеротрофів або на продуцентів, консументів та редуцентів (Беручашвили, 1990; Одум, 1986). Н. Беручашвілі (1986, 1990) для вивчення часових станів ландшафту запропонував розглядати останній як поєднання фізичних субстанцій різної структури та генези – так званих геомас: літомас, аеромас, фітомас тощо. У біоекологічних дослідженнях біомасу (фітомасу) звично поділяти за видами організмів, а також на живу й мертву, надземну й підземну тощо (Scheller, Mladenoff, 2004).

Застосування системного підходу дає змогу ієрархічно інтерпретувати екологічні компоненти – наприклад, рослинність, як компонент загальної генетичної екологічної моделі ландшафту, може бути поділена за життєвими формами на дерева, чагарники, трави тощо. Розвиваючи ідею А. Краукліса (1979), екологічні компоненти ландшафту можна по-різному класифікувати: за геопросторовою мобільністю – на стаціонарні (рельєф, ґрунт, архітектурні споруди тощо) та мобільні (повітряні маси,

тваринне й людське населення тощо); за часовою мінливістю – на статичні (відклади, архітектурні споруди тощо) та динамічні (рослинність, повітряні маси тощо); за здатністю підтримувати структуру й процеси функціонування ландшафту – на пасивні (фізичні компоненти) та активні (людське населення й біотичні компоненти).

Очевидно, що жодна із зазначених моделей не може претендувати на вичерпність, оскільки відображає лише малу частку особливостей неосяжно складної екологічної організації ландшафту. Попри це, генетична міждисциплінарна модель посідає особливе місце, бо передає найсуттєвіші загальні властивості ландшафтно-субстанції. В інтегрованих дослідженнях вона може слугувати основою, на якій здійснюють гармонізацію й інтеграцію спеціальних дисциплінарних моделей ландшафту.

Морфологічна (просторова) організація ландшафту. Ландшафтна субстанція диференційована у тривимірному просторі, який є анізотропним через дію земної гравітації. Зважаючи на це, у просторі ландшафту виділяють двовимірну «горизонтальну» (латеральну) складову, нормальну до вектора сили тяжіння, яку пов'язують з геопростором (див. Розділ 1.3.1). Також розрізняють «вертикальну» (радіальну) складову, яка збігається з вектором гравітації (Исаченко, 1991). Географічні науки головню зосереджені на вивченні «горизонтальної» складової просторової диференціації ландшафту – тобто на його геопросторовій диференціації. Оскільки ландшафтна субстанція є поєднанням багатьох матеріальних утворень, властивості яких по-різному розподілені в географічному просторі, то в ландшафті відсутні однозначно детерміновані («абсолютні») межі. Розуміння цієї обставини втілювалося в уявленні про **геоекологічний (ландшафтний) континуум**, а також про ландшафт як геомор – ділянку земної поверхні довільного розміру (Нееф, 1974; Carol, 1957).

Є різні підходи до сегментації ландшафтного континууму на геопросторові компоненти – так звані ландшафтні морфологічні одиниці. Н. Солнцев та його послідовники першочергово виділяли такі ієрархічні морфологічні одиниці на підставі форм рельєфу різної розмірності – геопросторові межі ландшафтних фацій окреслювали за формами мікрорельєфу або елементами мезорельєфу, урочищ – за формами мезорельєфу, а місцевостей – за поєднаннями форм мезорельєфу (Анненская и др., 1962; Солнцев, 1949). Водночас такі морфологічні ландшафтні одиниці як підурочища (Анненская и др., 1962) та сектори (Миллер, 1974) почали виокремлювати з огляду на кліматичну експонованість – солярну або / та вітрову. На додачу, ландшафт могли сегментувати на підурочища, стрії (Миллер, 1974), а також місцевості (Анненская и др., 1962), на підставі літології геологічного фундаменту. Послідовники Ф. Мількова (1973), а також американські ландшафтні екологи (Forman, 1995), геопросторові компоненти ландшафту першочергово розрізняють за фактичним наземним покривом, зокрема за класами землекористування. У рамках гідрології ландшафту геопросторовими одиницями є водозбори різних рангів (Антонов, Корытний, 1992). Розмаїття підходів до визначення меж у ландшафті спонукало до формування концепції його просторової поліструктурності (Гродзинський, 2014; Раман, 1972), яка полягає в тому, що ландшафт можна сегментувати на геопросторові компоненти по-різному – залежно від обраного критерію. Географи традиційно значну увагу приділяють ієрархічному відображенню геопросторових компонентів ландшафту (Анненская и др., 1962; Гродзинський, 2014; Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002; Bailey, 2009; Naase, 1991), що є одним із проявів застосування системного підходу.

Вертикальні межі ландшафту, так само як і горизонтальні, також не є однозначно

детермінованими. Д. Арманд (1975) наводить різні погляди на нижню межу ландшафтної сфери – від нижнього краю зони гіпергенезу до поверхні Мохо. В. Сочава (1978) вертикальну протяжність ландшафту ув'язував з його геопросторовим обсягом – згідно з його уявленнями, більша територіальна одиниця повинна мати більшу вертикальну «потужність». Наявність різних поглядів на це питання підтверджує доцільність визнання не лише горизонтальної (геопросторової), але й вертикальної континуальності ландшафту. Зазначимо також, що питання вертикальної диференційованості ландшафтів як екосистем першочергово з'ясовували у рамках геоботаніки та вчення про екосистеми – наприклад, Ю. Бяллович (1960) запропонував розрізняти біогеоценотичні горизонти. Пізніше його досвід запозичили ландшафтознавці для виокремлення так званих геогоризонтів (Беручашвили, 1986). Зауважимо, що іноді географи під «вертикальною» структурою ландшафту хибно розуміють не його просторову диференціацію за вектором гравітації, а субстанційну організацію у вигляді екологічних компонентів.

Динамічна (часова) організація ландшафту. Ландшафт диференційований не лише у просторі, але й у часі – тобто є динамічним явищем. Підсумовуючи основні концептуальні положення щодо цього питання (Беручашвили, 1986; Крауклис, 1979; Мамай, 1992; Міллер, 1974; Солнцев, 1962; Сочава, 1978; Drury, Nisbet, 1973; Godron, Forman, 1983; Holling, 1973), можна стверджувати, що **динаміка ландшафту** є поєднанням неосязної кількості фізичних, біотичних та суспільних процесів (послідовних змін), які постійно перетворюють його субстанцію та морфологію. Усі ці процеси містять дві, більшою або меншою мірою виражені, складові: повторювану (циклічну) й неповторювану (односпрямовану, тренд). Циклічний компонент процесів пов'язуємо з **функціонуванням ландшафту**, а їхню односпрямовану скла-

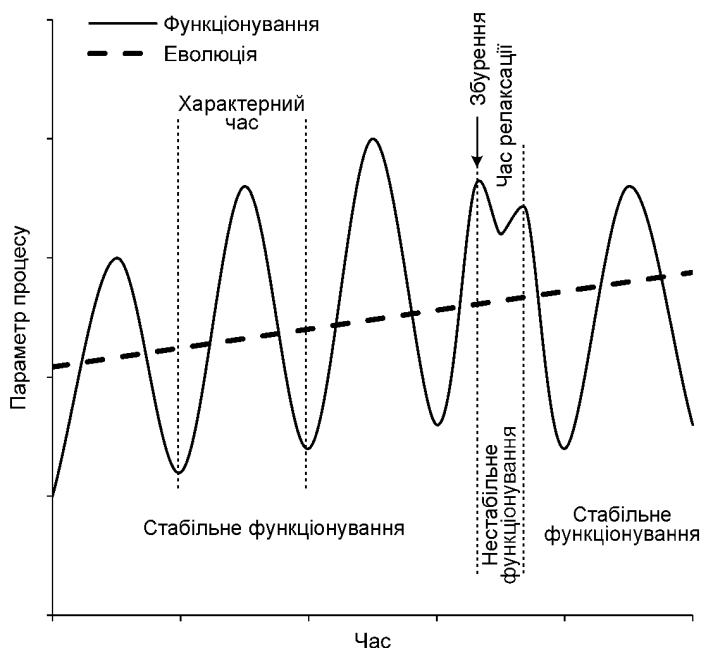
дову – з *еволюцією (розвитком) ландшафту* в широкому розумінні (■Рис. 2.4). Ретроспективне дослідження еволюційної складової процесів дає змогу з'ясувати *генезу (походження) ландшафту*.

Тривалість циклу, яку ще називають *характерним часом* (Арманд, Таргульян, 1974), у різних процесів є відмінною. Наприклад, можна виділяти як добові цикли біоценозів, так і цикли орогенезу, які тривають близько 10^8 років. Водночас кожен з орогенезів мав свої неповторні прояви – так само, як і кожен наступний добовий цикл функціонування біоценозу, є дещо відмінним від попереднього через, наприклад, приріст або відмирання біомаси. Однак з практичних міркувань, залежно від мети дослідження, одні процеси класифікують як циклічні, а інші – як односпрямовані. Основним критерієм такої класифікації є характерний час процесу. Наприклад, у геоєкологічних дослідженнях, спрямованих на адаптацію природокористування до глобальних змін протягом наступних 20-100 років, процеси з характерним часом понад 100 років (наприклад, віковій флуктуації температури повітря або лісові сукцесії) доцільно розглядати як односпрямовані. А процеси з низькою інтенсивністю та, відповідно, дуже тривалим характерним часом, (наприклад, денудацію на ділянках пологого рельєфу) можна взагалі ігнорувати.

Звичний перебіг ландшафтної динаміки переривається *ландшафтними дистурбаціями (збуреннями)* (англ.: *landscape disturbance*) – переважно зовнішніми впливами, які спричиняють відхилення параметрів функціонування ландшафту від звичного діапазону коливань. Це можуть бути як природні явища, на зразок повеней або вітровалів, так і антропогенні впливи, на кшталт лісозаготівлі або будівництва. Дистурбації викликають заміну *стабільного функціонування ландшафту* з його сталими частотами й амплітудами циклів на *нестабільне функціонування* (англ.: *variable*

functioning) з непостійними частотами й амплітудами (Солнцев, 1962; Godron, Forman, 1983). Період, протягом якого ландшафт перебуває у стані нестабільного функціонування після дистурбації, ще називають *часом релаксації ландшафту* (див.■Рис. 2.4). Дистурбації можуть також спричиняти заміну поступового розвитку ландшафту, або еволюції ландшафту у вузькому розумінні, на його раптову катастрофічну зміну, яку можна назвати *революцією ландшафту*. Обсяг дистурбацій, який ландшафт здатний витримувати без істотних змін у його екологічній та/або просторовій структурі й функціонуванні, визначає *резистентність (опірність) ландшафту* (англ.: *landscape resistance*). А властивість геоєкологічного комплексу відновлювати структуру та стабільне функціонування після дистурбацій називають *резильєнтністю (стійкістю) ландшафту* (англ.: *landscape resilience*). Резистентність та резильєнтність є характеристиками *стабільності ландшафту* (англ.: *landscape stability*) (Гродзинський, 1995; Cumming et al., 2013; Holling, 1973). Зауважимо, що резистентність та резильєнтність ландшафту можна визначати не загалом, а лише стосовно певної категорії дистурбацій. Визначення ландшафтних дистурбацій і, відповідно, умов стабільного й нестабільного функціонування ландшафту здійснюють на підставі суб'єктивних критеріїв – залежно від мети дослідження. Наприклад, спонтанні літні пожежі у тайзі можна розглядати як природні дистурбації. Однак на рівні великих територій та у довшому часовому вимірі їх трактують як один із процесів стабільного функціонування тайгового ландшафту, який дає змогу підтримувати його біорізноманіття (Angelstam, 1998).

Ландшафтні процеси та динаміка загалом є континуальними, але на їхній підставі виділяють дискретні компоненти часової (динамічної) структури ландшафту – *динамічні стани ландшафту* (Беручашвили, 1986; Мамай, 1992). Оскільки у ландшафті



■ Рис. 2.4.
Концептуальна схема
континуальної
динаміки ландшафту
як окремого
абстрактного процесу
(за: Круглов, 2019)

одночасно протікає неосяжна кількість процесів різної генези з дуже відмінним характерним часом, то ландшафтні стани, подібно до екологічних та геопросторових компонентів, можна виділяти по-різному – залежно від процесу, обраного визначальним. Наприклад, на підставі процесів, зумовлених ритмічним надходженням сонячної радіації, виділяють циклічні короткотривалі стани ландшафту – добові та річні. А ендегенні геологічні процеси дають змогу виділяти стани ландшафту, що тривають десятки й сотні мільйонів років. Ландшафтні стани можна також розглядати як ієрархічно організовані – наприклад, добові (погодні) стани об'єднувати у річні, а річні – в багаторічні (кліматичні) тощо.

Стани ландшафту, так само як і його процеси, можна поділяти на функціональні (повторювані) та еволюційні (неповторювані). Функціональні стани, як стабільні, так і нестабільні (тобто такі, що збігаються з періодами, відповідно, стабільного та нестабільного функціонування), можуть багаторазово чергуватися, але не спричиняють втрати важливих властивостей ландшафту.

Якщо ж така втрата відбувається, то вона сигналізує про перехід ландшафту до іншого еволюційного стану – тобто про зміну ландшафту (Мамай, 1992).

Для поділу динамічної структури ландшафту на функціональні й еволюційні стани необхідно встановити критерії, за якими констатувати незворотність змін. Для цього визначають перелік найважливіших, з позицій відповідного дослідження, властивостей ландшафту, зміна яких призводить до незворотної втрати ландшафтом своєї «ідентичності». Такі найважливіші властивості у своїй сукупності творять *інваріант ландшафту* (Сочава, 1978). У школі Н. Солнцева інваріант ландшафту зводять до його геолого-геоморфологічних (літогенних) властивостей (Міллер та ін., 2002). З позицій цієї школи, наприклад, заміна букового деревостану на дубовий у результаті потепління клімату, яка не супроводжується помітним перетворенням рельєфу та ґрунтоутворних відкладів, не спричинює незворотних змін у ландшафті. Водночас, з позицій геоєколога, який вивчає ландшафти як оселища зникаючих біотичних видів, ознакою інваріантно-

сті буде наявність життєвих популяцій таких видів. За такого підходу навіть незначну модифікацію рослинного покриву або його фізичних умов, яка призводить до зникнення цієї популяції, можна розглядати як незворотну зміну всього ландшафту.

Динаміка ландшафту втілюється у змінах його як екологічної, так і морфологічної структур, які протікають одночасно. Однак у процесі досліджень дуже часто звертають увагу лише на окремі складові цієї динаміки. Наприклад, екологічні процесні моделі, на зразок *FOREST-BGC* (Running, Gower, 1991), відображають непросторову динаміку ландшафту як екосистеми (див. ►Розділ 1.3.2), а різночасовий аналіз наземного покриву засобами геоматики з'ясовує ретроспективну геопросторову динаміку ландшафту як геосистеми (напр., Круглов та ін., 2013; Kuemmerle et al., 2009; Smaliychuk et al., 2016; Smaliychuk, Kruhlov, 2013). Тепер розроблені геоєкологічні процесні моделі, які дають змогу одночасно симулювати зміни в екологічній та просторовій структурі ландшафту (He et al., 2017; Kruhlov et al., 2018a; Scheller, Mladenoff, 2006). Про них ітиметься у ►Розділах 2.3 і 5.6. Ретроспективні дослідження еволюційної динаміки ландшафту протягом геологічних відтинків часу, спрямовані на визначення його генези, зародилися й укорінилися в геолого-географічній науці, зокрема в палеогеографії та російськомовному ландшафтознавстві (напр., Анненская и др., 1983). Водночас розуміння стосовно короткотривалої суцесійної динаміки ландшафту, яка відбувається під впливом природних та антропогенних дистурбацій, сформоване переважно західними екологами (Drury, Nisbet, 1973; Holling, 1973; Pickett et al., 1989; Turner et al., 1993).

Фактори ландшафту. Будь-яке явище всередині самого ландшафту, або поза його межами, яке розглядаємо як таке, що впливає на його динаміку, є, у широкому значенні, фактором (чинником) ландшафту. Це означає, що екологічні компоненти

ландшафту є одночасно його внутрішніми чинниками. Однак ми пропонуємо термін «фактор ландшафту» вживати у вузькому розумінні для позначення явища, яке сформоване поза просторовими або / і часовими межами ландшафту та яке «ззовні» впливає на його структуру і процеси. Такий підхід передбачає, що перш ніж визначати фактори ландшафту, необхідно окреслити його екологічну організацію.

Фактори ландшафту можна поділити на фізичні, біотичні й суспільні. До фізичних (абіотичних) факторів здебільшого відносимо дві категорії явищ: 1) геологічні (неотектонічний режим і фізико-хімічні властивості відкладів, що залягають вище базису ерозії) та 2) фонові кліматичні (загальні особливості режимів радіації, вітру, температури й вологи, зумовлені глобальними та регіональними атмосферними умовами поза просторовими межами ландшафту). Водночас відклади у зоні сучасного гіпергенезу, а також властивості приземного шару повітря, які створюють місцевий клімат, переважно залучаємо до обсягу ландшафту як екологічні компоненти. Біотичними чинниками ландшафту можна вважати видове й генетичне різноманіття організмів (флору та фауну) більшого регіону, в якому розміщений ландшафт, і з яким цей ландшафт поєднаний міграційними біотичними потоками. Однак біоценози є невід'ємними компонентами його екологічної структури, а не факторами. Суспільними чинниками ландшафту є переважно нематеріальні явища, які визначають особливості поведінки його людського населення, зокрема природокористування – традиції, освіченість, економічна, юридична та політична системи, соціоекономічні обставини на суміжних територіях тощо. Саме місцеве населення, а також матеріальні продукти його життєдіяльності – артефакти (будівлі, інші інженерні споруди, культурна рослинність, сміттєзвалища тощо) – переважно розглядаємо не як фактори, а як екологічні компоненти ландшафту.

2.3. Геоєкосистеми (ГЕС) як теоретичні об'єкти – моделі ландшафту

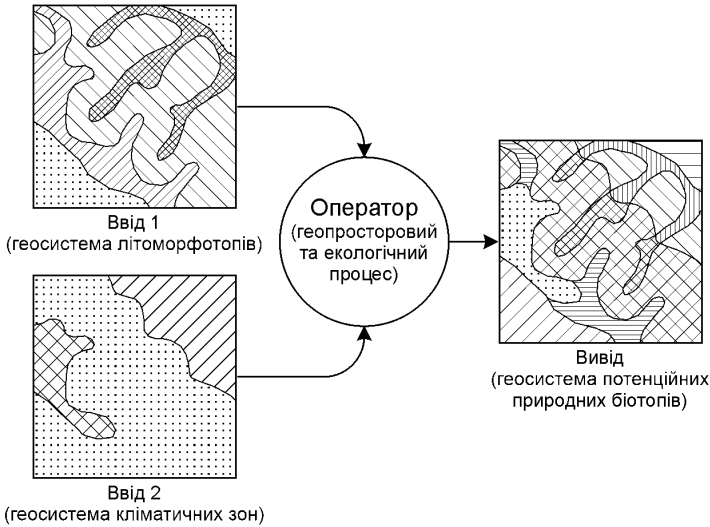
Термінологічний аналіз. Уявлення про ГЕС було сформоване в різних мовних наукових середовищах незалежно одне від одного. У російськомовній географії ідея ГЕС як географічної одиниці, яка відображає взаємодію суспільства зі своїм природним середовищем, була запропонована Г. Бачинським (1989). У німецькомовній науці Г. Лезер (Leser, 1991) використав поняття ГЕС для позначення абіотичних геопросторових моделей ландшафту – геоморфологічних, кліматичних, гідрологічних і педологічних. У англomовній (міжнародній) науці концепція ГЕС була сформульована С. Руві та Б. Барнесом для того, щоб наголосити важливість абіотичних компонентів у суходільних та водних екологічних комплексах як географічних утвореннях (Rowe, Barnes, 1994). Р. Хаггетт популяризував термін «геоєкосистема», використавши його для позначення природних геокомплексів різних просторових рангів у своєму англomовному підручнику з геоєкології (Huggett, 1995) (див. також ►Розділи 1.2 та 1.3.2).

Загальне визначення. З позицій системного підходу ГЕС є моделлю ландшафту, яка відображає певні аспекти екологічних та, одночасно, геопросторових і (опційно) динамічних відношень між його компонентами-властивостями. Отож, ГЕС як наукові моделі є теоретичними об'єктами, які слугують інструментами пізнання ландшафту як складного реального об'єкта (див. також ►Розділ 1.1.2). Однак у практичній сфері, зокрема в нормативно-правових документах, термін «геоєкосистема» можна застосовувати як синонім ландшафту або екосистеми в сенсі реального екологічного комплексу географічної розмірності – так само, як це зроблено в Національному стандарті щодо планувальної документації

(Мінрегіонбуд України, 2011) (див. ►Розділ 1.5).

Загальне формальне визначення геоєкосистеми з позицій системного підходу можна сформулювати так: *геоєкосистема (ГЕС) – це геопросторова процесна модель ландшафту як геоєкологічного комплексу*. У цій моделі, як у екосистемі, розрізняють підпорядкований (системоформувальний, контрольований, центральний) компонент – вивід, та провідні (контролюючі, периферійні) компоненти – вводи. Компоненти ГЕС відображають окремі властивості ландшафту, які диференційовані в геопросторі, тож представлені геосистемами (►Рис. 2.5). Таке загальне визначення дає підстави ідентифікувати як ГЕС найрізноманітніші моделі, які відображають певне ландшафтне явище у взаємозв'язку з іншими ландшафтними явищами. Це також означає, що *ГЕС є доволі широкою концепцією, яка об'єднує найрізноманітніші дисциплінарні та міждисциплінарні теоретичні об'єкти геопросторових екологічних досліджень*, і яка є відносно цих об'єктів загальною категорією. Наприклад, біотичною ГЕС є модель ландшафту як ПТК, у якій геосистемою потенційних біоценозів як вивід контролюють геосистеми-вводи літогенних та кліматичних умов (див. ►Рис. 1.11 і 2.5).

До фізичних ГЕС відносимо геопросторову інтерпретацію «Виправленого універсального рівняння втрати ґрунту – *RUSLE*» (Renard et al., 1991), про яку йшлося раніше (див. Розділ 1.3.2). Прикладом суспільної ГЕС може бути модель ландшафту, яка відображає його естетичну привабливість як краєвиду у вигляді мозаїки елементів мезорельєфу та наземних покривів (Кулачковський, Круглов, 2016). Нагадаємо, що ГЕС є теоретичним об'єктом дослідження, а її вивід (підпорядкований компонент) втілює предмет дослідження. Альтернативним терміном для позначення суходільної ГЕС локальної розмірності є *ландшафтна (еко-)система*.



■ Рис. 2.5.
Концептуальна схема
геоекосистеми

Вводи і вивід ГЕС відображають геопросторову диференціацію певних ландшафтних явищ. Отже, вони є геопросторовими системами (геосистемами), які складаються з геометричних елементів (у нашому випадку ареалів) та їхніх атрибутів – відповідних екологічних характеристик. Вивід ГЕС, який асоціюємо з предметом дослідження, є функцією геопросторових та, одночасно, екологічних відношень між геосистемами-компонентами. Тому оператор ГЕС складається з двох процесів – геопросторового та екологічного. Геопросторовий процес реалізують за допомогою однієї з функцій геопросторового поєднання (локальної, зональної або глобальної) (див. ► Розділ 1.4), а екологічний процес – за допомогою логічних правил або числових алгебричних функцій.

Як приклад наведено біотичну ГЕС, виводом якої є геосистема потенційних природних біотопів – ідеальних елементарних біоценозів географічної розмірності, які гіпотетично могли би сформуватися за стабільних природних умов на пізньосукцесійній стадії (Forman, 1995; Zerbe, 1998). Вводами є геосистеми геолого-геоморфологічних (літоморфотопи) та біокліматичних умов. Оскільки вводи є категорійними (нечисловими) геосистемами, то геопросторовий процес реалізований за допомогою локальної функції («простий оверлей»), а екологічний процес – за допомогою логічних правил, реалізованих операторами типу *IF / THEN / ELSE*. Така ГЕС є ландшафтним відображенням концепцій «класичної» природної екосистеми (Tansley, 1935) або природного комплексу (Солнцев, 1973) (див. також ■ Рис. 1.11).

Загальні класи геоекосистем відображають групування ландшафтних моделей на підставі їхніх фундаментальних системних ознак, які не залежать від дисциплінарної специфіки ГЕС. На відміну від загальних класів, дисциплінарні класи ГЕС передають групування ландшафтних моделей за сферами наукового застосування – можна розрізнити гідрологічні, ботанічні, лісгосподарські ГЕС тощо. Про них ідеться у наступних розділах. А ось з позицій загальної класифікації, ГЕС, як і будь-які інші процесні системи, можна поділяти на неформальні та формальні; концептуальні, методичні й конкретні; корелятивні й механістичні; динамічні та

статичні; детерміністські й стохастичні тощо (див. ► Розділ 1.1.2). Для сучасної геоєкології основний інтерес становлять формальні ГЕС, які можуть бути реалізовані за допомогою технологій геоматики як процесні комп'ютерні (кібернетичні) моделі. Для цього широко застосовують растровий формат геоданих і алгебру карт (див. ► Розділ 1.4).

Окрім звичних класів процесних систем, про які згадували раніше, розрізняємо дві категорії ГЕС на підставі їхньої геопросторової структури – дискретні й континуальні. Вивід *дискретної ГЕС* представлений дискретною геосистемою, а *континуальної ГЕС* – континуальною геосистемою

(див. ►Розділ 1.3.1). Якщо йдеться про континуальні ГЕС, то вони завжди є числовими (кількісними) – їхні оператори є числовими функціями, тож принаймні один із вводів також повинен бути числовим (■ Рис. 2.6). Дискретні ГЕС можуть бути як числовими, так і категорійними (якісними). Екологічні відношення між категорійними компонентами ГЕС відображають логічні оператори типу *IF / THEN / ELSE* (див. ■Рис. 2.5).

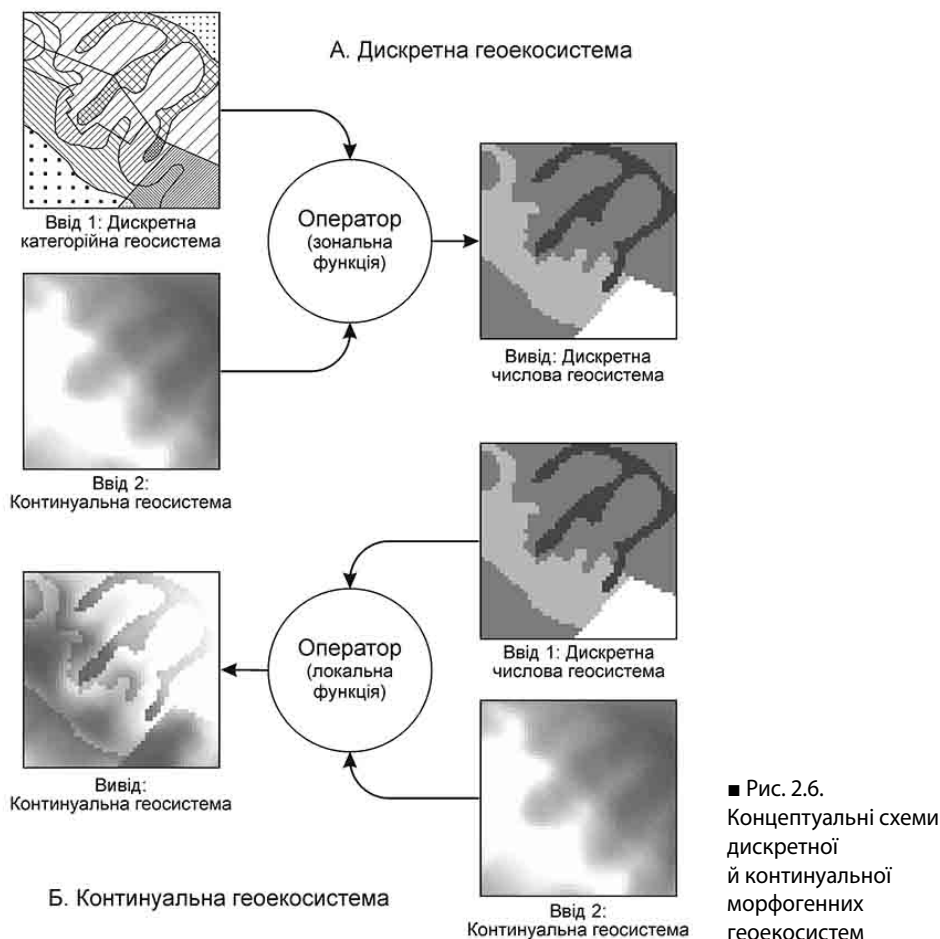
Одне й те саме ландшафтне явище можна відображати за допомогою як дискретних, так і континуальних ГЕС. Наприклад, модель площинного змиву *RUSLE* (Renard et al., 1991) переважно реалізують як дискретну ГЕС, вивід та вводи якої мають однакову геометрію ареалів – сільськогосподарських полів (див. також ►Розділ 1.3.2). Однак якщо вводи довжини та крутості схилів представляють у вигляді континуального растру, то вивід може бути континуальним і диференційовано відображати розподіл обсягів ерозії у межах поля (Yitayew et al., 1999).

За особливостями геопросторової конфігурації виводу, ГЕС можуть бути поділені на дві категорії: морфогенні та трансморфогенні. Це стосується як дискретних, так і континуальних моделей. **Морфогенні ГЕС** характерні виводом, геопросторова конфігурація якого успадковує конфігурацію вводів, оскільки для поєднання використовують локальну або зональну геопросторову функцію (див. ►Розділ 1.4). Схеми, представлені на ■Рис. 2.5 і 2.6, відображають саме морфогенні ГЕС. Дискретні морфогенні ГЕС асоціюємо з моделями, які сегментують ландшафтний континуум на ділянки, відносно однорідні за морфологією та, відповідно, генезою одного або кількох вводів. Тому їх ще називають генетико-морфологічними структурами (Гродзинський, 1993). Прикладом морфогенних ГЕС є ПТК різних ієрархічних рангів (Анненская и др., 1962; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002), дискретна й континуальна модель площинного змиву *RUSLE* (Renard et al.,

1991; Yitayew et al., 1999) тощо. Зауважимо, що виводи дискретних морфогенних ГЕС, побудованих із використанням зональних функцій, можуть представляти ділянки ландшафту, однорідні лише з огляду на той із вводів, який визначає статистичні зони. Наприклад, такими вводами можуть бути ареали екзогенного й ендегенного рельєфу (Круглов, 2015).

Трансморфогенні ГЕС моделюють латеральні потоки енергії, речовини або інформації, які охоплюють ділянки ландшафту різних морфологій та генези. Через це такі ландшафтні моделі альтернативно називаємо **потоковими ГЕС**. Відношення між вводами та виводом у таких ГЕС визначає глобальна геопросторова функція, яка відображає віддаль від заданих місцеположень-осередків. Тому у структурі потокових ГЕС наявні геосистеми осередків і околів. **Осередок** позначає місцеположення початку або закінчення ландшафтного потоку й може мати геометрію пункту, лінії або ареалу. **Окіл** відображає ділянку ландшафту, охоплену потоком, який починається або закінчується в осередку. Окіл може бути континуальним полем значень або мати дискретну геометрію ареалу чи лінії. Геосистема осередків може бути вводом, і тоді виводом є геосистема околів. Якщо такий вивід представлений континуальною геосистемою, то потокова (трансморфогенна) ГЕС є континуальною (■Рис. 2.7.А). У випадку, коли вивід є дискретною геосистемою околів з геометрією ареалів або ліній, то потокова ГЕС є дискретною (■Рис. 2.7.Б). У певних випадках виводом може бути й геосистема осередків, яку характеризують на підставі ландшафтних властивостей у межах околів. Тоді потокова ГЕС також є дискретною. На відміну від морфогенних, трансморфогенні ГЕС є топологічними – адже вони відображають взаємне розміщення осередків та їхніх околів.

Типовим прикладом потокових ГЕС є гідрологічні моделі. Так, модель акумуляції стоку – випадок континуальної ГЕС, у



А. Дискретна ГЕС. Вивід дискретної морфогенної ГЕС є дискретною геосистемою. Вона може бути категорійною, як на ■Рис. 2.5, або числовою – як на цьому рисунку. Якщо серед ввів є континуальні геосистеми (як зображено на цьому рисунку), то їх поєднують з дискретними вводами-геосистемами за допомогою зональної геопросторової функції.

Б. Континуальна ГЕС. У континуальній морфогенній ГЕС вивід є полем числових значень, диференціацію якого визначають як континуальні, так і, можливо, дискретні кількісні вводи. Відношення між компонентами описують за допомогою локальної числової геопросторової функції.

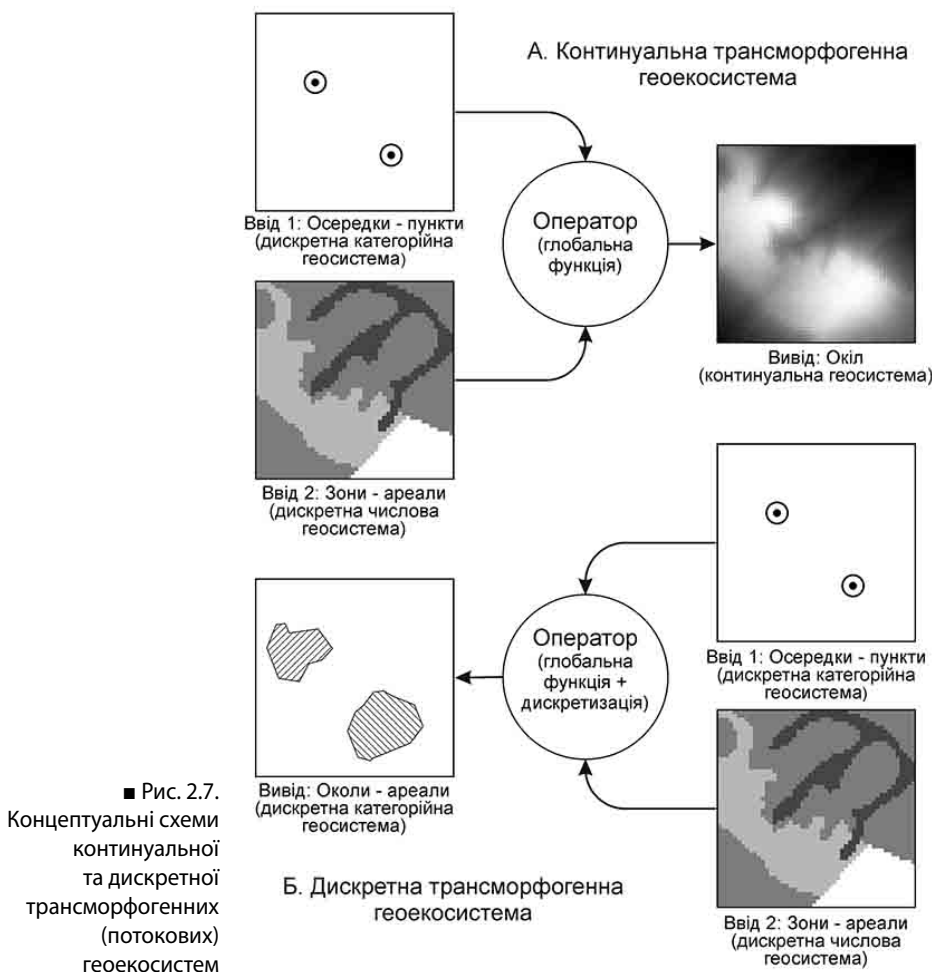
якій осередками є вододільні лінії, а околom – континуальне поле значень стоку. Ці значення для кожного місцеположення (комірки растру) визначають з урахуванням водозбірної площі, яка залежить від віддалей до вододілів. Таку континуальну ГЕС легко перетворюють у дискретну, у якій для обраних місцеположень (осередків) виділяють дискретні околи – водозбори (Hengl, Reuter, 2008). Іншими вводами гідрологіч-

них поточкових ГЕС є геосистеми метеорологічних елементів, а також властивостей рельєфу, ґрунотворних відкладів і наземного покриву, які визначають водний баланс (Neitsch et al., 2011).

Трансморфогенні ГЕС застосовують для моделювання не лише абіотичних гравітаційних потоків, але й для відображення переміщення людей і тварин у ландшафті. Тому ці ГЕС можуть мати різну топологію,

яка визначається взаємним розміщенням осередків та околів. На **Рис. 2.7** зображені ГЕС з осередками, розташованими всередині околів. Однак у моделях річкових басейнів осередки розміщені на периферіях околів – у зливах водозборів. ГЕС, які відображають міграцію людського або тварин-

ного населення, переважно мають складну мережну топологію. Осередки звично є ареалами, які позначають місця стаціонарного пробування (напр., поселення), а околи – лініями (напр., дорогами) або ареалами витягнутої форми (коридорами), за якими відбувається міграція. У деяких мо-



Як приклад, наведені ГЕС, які моделюють пішохідну доступність ландшафту з двох пунктів-осередків (Ввід 1). Зони (Ввід 2) відповідають морфогенним ділянкам ландшафту з різною швидкістю руху. Околи (Вивід) відображають доступність ландшафту як час, який необхідно затратити для того, щоб добратися від осередків до відповідного місцеположення. Цей час залежить як від зон швидкості руху, так і від евклідової віддалі, пройденої від осередку. Відношення між компонентами описує глобальна геопросторова функція.

А. Континуальна трансморфогенна ГЕС. Виводом є окіл як поле числових значень, яке відображає, наприклад, час ходи від пунктів-осередків.

Б. Дискретна трансморфогенна ГЕС. Виводом є дискретна категорійна геосистема околів-ареалів, які позначають, наприклад, зони десятихвилинної пішохідної досяжності ландшафту з відповідних осередків-пунктів. Ці ареали отримали шляхом дискретизації континуального виводу (такого, як на **Рис. 2.7.А**) за пороговим значенням «10 хвилин».

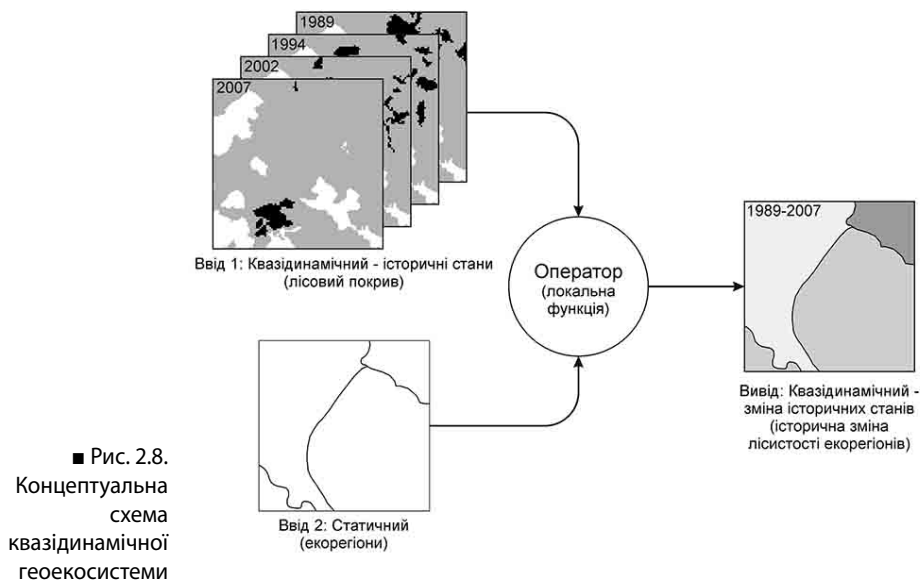
делях осередок може перебувати поза межами околу на значній віддалі. Наприклад, потокова ГЕС може моделювати кількість худоби у гірському селі з відгінним скотарством як функцію площі й продуктивності лук, розташованих за багато кілометрів від поселення. Такий варіант дистанційного поєднання осередку та околу позначають англійською як *telecoupling* (Friis et al., 2015). Ми натомість пропонуємо класичну наукову назву – **телекон'юнкція**.

Специфічним класом є **трансморфогенні статистичні ГЕС**, які охоплюють гетерогенні ділянки ландшафту, але не мають визначених осередків. Такими є дискретні ГЕС, які відображають кількісні показники, розраховані за допомогою функцій зональної статистики або табулювання площ, для трансморфогенних околів. Дискретні околи цих ГЕС можуть бути: 1) виводом дискретної трансморфогенної ГЕС (див. ■Рис. 2.7.Б); 2) політично-адміністративними, юридичними або господарськими територіальними одиницями, межі яких не збігаються з ландшафтними морфологічними границями (Круглов, 2014); 3) блоками регулярної форми (зазвичай квадратами або гексагонами), за допомогою яких іноді відображають геопросторову статистику (Chang, 2013). Трансморфогенні статистичні ГЕС є важливим інструментом менеджменту екосистемних послуг, оскільки управлінську інформацію про ландшафтні умови й ресурси переважно агрегують за трансморфогенними «офіційними» територіальними одиницями – наприклад, адміністративними районами або річковими басейнами.

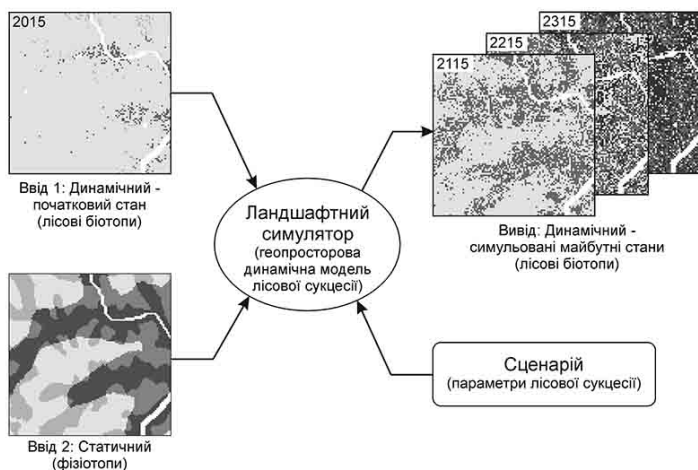
ГЕС можуть бути як статичними, так і динамічними. **Статичні ГЕС** не відображають зміни ландшафту і лише фіксують його певний стан (часовий зріз). Щоправда, поєднання однотипних статичних ГЕС, створених для різних станів ландшафту, дає змогу аналізувати його динаміку. Таке поєднання, яке ми пропонуємо називати **квазидинамічною ГЕС**, головню використо-

вують для вивчення ретроспективної динаміки на підставі емпіричних (історичних) даних щодо ландшафтних станів (■Рис. 2.8). Статичні та квазидинамічні ГЕС на методичному та конкретному рівні можуть бути реалізовані за допомогою стандартних пакетів ПЗ для ГІС – наприклад, за допомогою ПЗ *ArcGIS* з розширенням *Spatial Analyst* та інструментом *Model Builder* (McCoy et al., 2002).

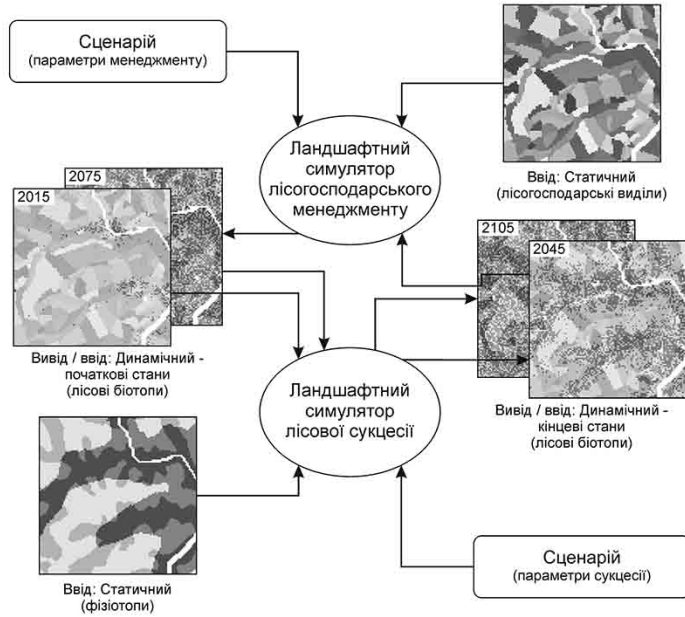
Динамічні ГЕС дають змогу симулювати (імітувати) зміни в ландшафті за певними сценаріями, які, зокрема, можуть брати до уваги модифікацію ландшафтних факторів (зовнішніх умов). Для реалізації таких ГЕС на конкретному рівні переважно необхідно мати методичні інструменти у вигляді спеціалізованих комп'ютерних процесних моделей, які поєднують технології динамічних екологічних та геопросторових симуляцій. Такі моделі можна називати геоєкологічними симуляторами або **ландшафтними симуляторами** (Hancock, Willgoose, 2001; Rammer, Seidl, 2015). Наприклад, детерміністська процесна (механістична) модель *SWAT* (Neitsch et al., 2011) відображає еволюцію властивостей руслового стоку залежно від змін фонового клімату та наземного покриву водозбірного басейну. Стохастична процесна (механістична) модель *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007) геопросторово симулює сукцесію лісового ландшафту, зокрема з урахуванням природних дистурбацій та лісового менеджменту, а також змін фонового клімату (■Рис. 2.9). Корелятивна модель *Dyna-CLUE* (Verburg, Overmars, 2009) дає змогу «прокручувати» сценарії змін у просторовій структурі землекористування залежно від ландшафтних умов та суспільної кон'юнктури. Геопросторову динаміку землекористування також симулюють за допомогою моделей, побудованих за принципом коміркових автоматів (He et al., 2008; Li et al., 2013). В інтегрованих дослідженнях можуть поєднувати різні дисциплінарні (кліматичні, економічні тощо) динамічні моделі для



У квазидинамічній ГЕС принаймні один із вводів представлений набором різних станів (часових зрізів). Оператор поєднує ці стани й аналізує їхню зміну, а також співвідносить з іншими вводами. Як приклад, наведена схема квазидинамічної дискретної ГЕС, яка відображає зміну лісистості за чотирма історичними станами, визначеними на підставі різночасових космозображень. Цю зміну співвідносять, за допомогою локальної функції й табулювання площ, з екорегіонами. Отже, вивід цієї ГЕС відображає зміну лісистості для кожного з екорегіонів (Круглов та ін., 2013).



У динамічній ГЕС вводи відображають початковий стан ландшафту, а вивід – майбутні стани одного із вводів, симульовані за певним сценарієм. Оператори динамічної ГЕС інтегрують у спеціалізований програмний продукт – геоекологічний (ландшафтний) симулятор. Як приклад, наведена спрощена схема динамічної лісової ГЕС, реалізованої за допомогою ландшафтного симулятора *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007). У наведеній конфігурації ГЕС симулює майбутню сукцесійну динаміку лісових біотопів за сценарієм стабільного клімату без дистурбацій. Тому геосистема фізіотопів, яка відображає просторовий розподіл фізичних ландшафтних умов як чинників сукцесії, є статичним вводом. Детальніше про симулятор *LANDIS-II* ідеться в ► Розділах 4.3.2 і 5.6.



■ Рис. 2.10.
Концептуальна схема
адаптивної поєднаної
суспільно-природної
геоекосистеми

Ця ГЕС поєднує два ландшафтні симулятори: 1) лісової сукцесії, який моделює, наприклад, природну динаміку запасів деревини як наслідок сукцесії на рівні біотопів (лісостанів), та 2) лісогосподарського менеджменту, який відображає певні заходи (заготівлю лісу, рубки догляду, висаджування дерев) на рівні лісогосподарських виділів. Динамічним компонентом є геосистеми станів запасу деревини в біотопах, які є одночасно вводом та виводом для обох симуляторів. На просторовий та часовий розподіли запасів деревини впливають як особливості самих біотопів (види та вік дерев, структура біотопів, продуктивність тощо), так і компоненти фізичних ландшафтних умов на рівні фізіотопів, а також лісогосподарські заходи на рівні виділів. Сценарій лісогосподарського симулятора передбачає підтримання рівня запасів деревини у певних «оптимальних» межах. Ним послуговуються агенти у процесі вживання лісогосподарських заходів. Часовий крок кожного із симуляторів становить 30 років – отже, повний природно-господарський цикл розвитку лісових біотопів у цій моделі визначений у 60 років.

симуляції сценаріїв трансформації ландшафту. Наприклад, динамічна екогідрологічна модель *SWAT*, яка симулює русловий стік, може використовувати параметри вводу, генеровані моделями регіонального клімату та землекористування (Schanze et al., 2011). Короткий огляд найпоширеніших ландшафтних симуляторів поданий у ►Розділі 4.3, а в ►Розділі 5.6 наведений приклад аплікації симулятора лісового ландшафту *LANDIS-II*.

Останнім часом почали розробляти динамічні моделі ландшафту як **адаптивні поєднані суспільно-природні ГЕС**, які в міжнародній літературі називають соціально-екологічними системами (див. ►Розділ 1.3.2). Такі ГЕС реалізують за допо-

могою принаймні двох геоєкологічних симуляторів – один з них геопросторово моделює певне природне явище (динаміку продуктивності агроценозів або лісостанів, запасів карбону, чисельності певної тваринної популяції, видового різноманіття тощо), а інший – процес прийняття та втілення управлінських рішень щодо оптимізації цього явища. Вивід кожного із симуляторів є водночас вводом для іншого – тобто ці симулятори є «закільцьованими». Симулятор управлінських рішень переважно реалізують як агентну систему (див. ►Розділ 1.1.2), у якій агентами є окремі «землевласники-менеджери», що послуговуються метою та правилами, означеними у сценарії. Основою для геопросторової

«розгортки» їхньої «діяльності» здебільшого обирають юридичні (землеволодіння) та господарські (сільськогосподарські поля, лісогосподарські виділи тощо) територіальні одиниці (Filatova et al., 2013). Такі моделі ландшафту є «повноцінними» комплексними системами (див. ► Розділ 1.1.2). Прикладом адаптивної поєднаної суспільно-природної ГЕС може бути модель лісогосподарського ландшафту, яка симулює динаміку запасів деревини залежно від зміни фонових клімату й поведінки агентів лісового менеджменту (Rammer, Seidl, 2015). Концептуальна схема подібної адаптивної ГЕС наведена на **Рис. 2.10**.

2.4. Тотальна геоекосистема (Т-ГЕС) та її підсистеми

У попередньому розділі, як приклади, згадували різні дисциплінарні ГЕС, які моделюють окремі ландшафтні явища – біоценози, площинну ерозію, русловий стік, лісову сукцесію, структуру землекористування тощо. Такі дисциплінарні моделі можуть бути гармонізовані й поєднані між собою для того, щоб різнобічно відображати властивості ландшафту як цілісного комплексу в рамках інтегрованого між- або трансдисциплінарного дослідження. Для цього необхідно всі ГЕС будувати на підставі єдиної концепції з використанням об'єднаної бази даних та стандартизованих методів (див. ► Розділ 1.1.1). Тоді мережа поєднаних гармонізованих дисциплінарних ГЕС буде формувати **тотальну геоекосистему (Т-ГЕС) – всеохопну геопросторову екологічну модель ландшафту**, яка є теоретичним об'єктом інтегрованої геоекології (див. ► Розділ 2.1). Тут ще раз наголосимо, що власне мережна, а не ієрархічна, організація, а також наявність геопросторової структури, відрізняє концепцію Т-ГЕС від ідеї тотальної людської екосистеми (напр., Naveh, 2000a).

Оскільки Т-ГЕС є продуктом голістичного міжсистемного підходу, то для гармонізації й інтеграції її підсистем (дисциплінарних ГЕС) необхідно спочатку визначити загальну базову генетичну модель, яка стане основою для об'єднання (див. ► Розділ 1.1.2). Таку загальну геоекологічну генетичну модель пропонуємо називати **базовою геоекосистемою (Б-ГЕС)** (Круглов, 2016). Її компоненти-геосистеми слугуватимуть вкладами для дисциплінарних **спеціальних геоекосистем (С-ГЕС)**, які деталізують функціональні та еволюційні властивості ландшафту – геоморфологічні, кліматичні, зоологічні, економічні, естетичні тощо. Окрім компонентів Б-ГЕС, вкладами для С-ГЕС можуть бути інші геосистеми, а також негеопросторові параметри – наприклад, сценарії для динамічних моделей. Наголосимо, що Т-ГЕС за своєю конфігурацією є не ієрархічною, а мережною системою. Тому її можна постійно розширювати додаванням нових С-ГЕС (**Рис. 2.11**).

Сумісність різних ландшафтних моделей у Т-ГЕС додатково забезпечує єдина база даних, на підставі якої створюють окремі компоненти-геосистеми. Наприклад, для генерації геосистеми форм рельєфу (Кулачковський, Круглов, 2008) та геосистеми видозборів (Кулачковський, Круглов, 2016) можна використати ту саму ЦМВ. Побудова Т-ГЕС на методичному й конкретному рівнях можлива частинами – окремі ГЕС реалізують за допомогою різних пакетів ПЗ. Оскільки проблеми сумісності або конвертації форматів геопросторових і табличних (атрибутивних) даних тепер переважно відсутні, то складних технічних перешкод на шляху до інтеграції Б-ГЕС та С-ГЕС у Т-ГЕС немає. У ► Розділі 5 наведено конкретний приклад Т-ГЕС.

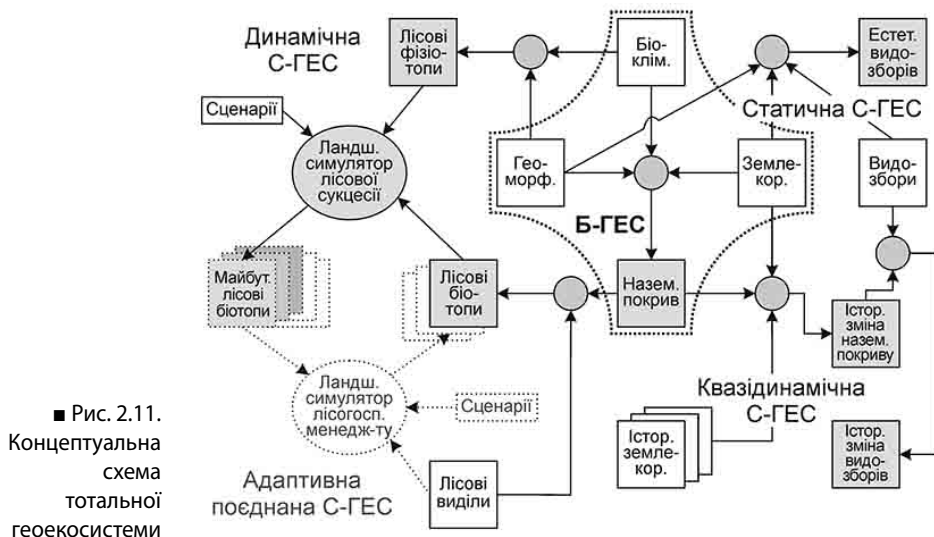
Базова геоекосистема (Б-ГЕС) є первинним продуктом міждисциплінарного дослідження ландшафту. У ній визначають кілька компонентів, які найширше

описують ландшафтну субстанцію. Згідно з генетичним підходом, покладеним в основу голістичного розуміння складних явищ (Bohm, 1981), центральний компонент (вивід) Б-ГЕС повинен відображати найсуттєвіші біотичні та / або культурні властивості ландшафту, які є продуктом взаємодії різноманітних природних і суспільних ландшафтних компонентів і чинників (Солнцев, 1973; Angelstam et al., 2013, Bobek, Schmithüsen, 1949). Таким компонентом є **наземний покрив** як поєднання ґрунту, біоценозу, артефактів та людського населення (Круглов, 2016). Вводи Б-ГЕС відображають найважливіші фізичні, біотичні й суспільні умови, під впливом яких формується наземний покрив: загальні характеристики геолого-геоморфологічної будови, біоклімату та землекористування. Зауважимо, що Б-ГЕС не може містити всі компоненти, необхідні для делімітації С-ГЕС, оскільки їх може бути дуже багато. Проте вона неодмінно повинна охоплювати принципи властивості ландшафту, відносно стабільні у просторі й часі, які відображають його інваріантний просторовий каркас. Тоді, за потреби, на цей каркас можуть бути «накинуті» інші, специфічні, компоненти-геосистеми для делімітації С-ГЕС. Просторові структури Б-ГЕС виділяють на підставі морфологічної однорідності її центрального компонента – наземного покриття, а відношення між компонентами інтерпретують з генетичних позицій. Тому просторову структуру Б-ГЕС називають генетичною (Міллер та ін., 2002), генетико-морфологічною (Гродзинський, 1993), морфолого-субстанційною (Гродзинський, 2014) або морфогенною (Круглов, 2006, 2016). Б-ГЕС є дискретною морфогенною категорійною статичною моделлю ландшафту (див.►Розділ 2.3), геопросторова структура якої представлена переважно ареалами. Через категорійний характер компонентів Б-ГЕС генетичні відношення між ними описує умовний оператор типу

IF / THEN / ELSE. Про Б-ГЕС докладно йдеться у►Розділі 3.

Спеціальні геоєкосистеми (С-ГЕС) доповнюють та деталізують Б-ГЕС в аспектах, визначених проблемною орієнтацією дисциплінарного дослідження. Наприклад, у процесі гідрологічних досліджень морфогенні структури Б-ГЕС можна інтерпретувати як гідротопи або одиниці гідрологічної реакції (ОГР; англ.: *hydrological response unit – HRU*) – відносно однорідні ділянки ландшафту за умовами формування водного балансу та, відповідно, схилового стоку (Flügel, 1995; Markstrom et al., 2008; Neitsch et al., 2011). Для цього класи наземного покриття Б-ГЕС перегруповують (перекласифіковують) з огляду на гідрологічні властивості та кількісно характеризують (параметризують) щодо здатності перехоплення опадів, евапотранспірації, інфільтрації тощо на підставі даних спеціальних балансових гідрологічних досліджень. С-ГЕС можуть бути як дискретними, так і континуальними; як морфогенними, так і трансморфогенними (потоковими); як статичними, так і динамічними. Наприклад, ландшафтну модель лісової сукцесії (див.■Рис. 2.9) інтерпретуємо як динамічну С-ГЕС, оскільки її вводи (фізіотопи та початкові стани лісових біотопів) наслідують просторову структуру Б-ГЕС. Різні дисциплінарні класи С-ГЕС розглянуті детальніше у ►Розділі 4.

Сфери застосування концепції Т-ГЕС. Міжсистемна голістична концепція Т-ГЕС може видатися доволі «громіздкою», якщо використовувати її в рамках однодисциплінарного дослідження ландшафту, яке реалізує команда фахівців одного профілю – наприклад, лише для моделювання руслового стоку або динаміки рослинності. Вона більше підходить для інтегрованого геоєкологічного проєкту, який об'єднує різнопрофільних фахівців з метою вироблення спільних рекомендацій щодо оптимізації використання екосистемних послуг у рамках, напри-



Умовні позначення: круги – оператори статичних (квазидинамічних) ГЕС; еліпси – симулятори динамічних ГЕС; квадрати – компоненти-геосистеми; прямокутники – негеопросторові параметри.

Ядром Т-ГЕС є Б-ГЕС як загальна міждисциплінарна генетична модель ландшафту. Її компоненти-геосистеми слугують вводами для С-ГЕС різноманітної дисциплінарної спеціалізації й технологічної реалізації. Окрім компонентів Б-ГЕС, вводами для С-ГЕС можуть бути й інші геосистеми (напр., ареали видозборів або лісгосподарських виділів) та негеопросторові дані. На рисунку, як приклади, показали лише по одній С-ГЕС для кожного загального («технологічного») класу ГЕС – статичного, квазидинамічного й динамічного (див. ► Розділ 2.3). Пунктиром позначена ще не реалізована лісгосподарська С-ГЕС, яка у поєднанні з динамічною С-ГЕС лісової сукцесії стане адаптивною поєднаною природно-суспільною ГЕС. Цим підкреслюємо можливість необмеженого розширення та ускладнення Т-ГЕС. Конкретний приклад Т-ГЕС розглянуто у ► Розділі 5.

клад, плану міжсекторального освоєння території.

Концепцію ландшафту як Т-ГЕС можна обмежено застосовувати і в однодисциплінарних дослідженнях, спрямованих на з'ясування властивостей наземного покриву. У такому разі буде корисною морфогенна модель Б-ГЕС, яка забезпечує вищу геопросторову точність, ніж однодисциплінарний емпіричний підхід. Б-ГЕС використовують для картування й оцінки ґрунтових умов та рослинних угруповань. За потреби геоекологічні дані, інтегровані на підставі Б-ГЕС, можуть бути розширені за допомогою С-ГЕС. Все ж, **концепція Т-ГЕС найперспективніша для організації засобами ГІС геопросторових баз даних для інформаційної підтримки інтегрованого екосистемного менеджменту.**

Т-ГЕС та ландшафтні територіаль-

ні структури. Концепція ландшафту як Т-ГЕС, у якій інтегрують окремі комплементарні гармонізовані ГЕС, є розвитком уявлень про просторову поліструктурність ландшафту (Раман, 1972) та множинність ЛТС (Гродзинський, 2014; Швебс і др., 1986). На додачу до ідеї щодо наявності альтернативних варіантів декомпозиції ландшафтного континуума на різні геопросторові структури, концепція комплементарних ГЕС також вказує на множинність взаємодоповнювальних підходів до декомпозицій ландшафтною субстанції на різноманітні екологічні компоненти-геосистеми. До того ж, вона передбачає наявність різних підходів для делімітації часових ландшафтних структур. Концепція Т-ГЕС також пояснює відношення між різними геопросторовими моделями ландшафту і в такий спосіб забезпечує міжсистемні зв'язки.

2.5. Трансдисциплінарна компонента геоєкології

Під трансдисциплінарною компонентою науки розуміємо сукупність заходів, спрямованих на адаптацію міждисциплінарного дослідження до потреб стейкхолдерів, його практичну імплементацію; а також популяризацію результатів, метою якої є формування суспільного усвідомлення корисності конкретного проекту та науки загалом. Ці заходи «пронизують» усе дослідження від самого його початку, коли відбувається підбір та формулювання тематики проєктної пропозиції, і до самого кінця, коли здійснюється публікація та впровадження результатів. Тому не варто розглядати таку трансдисциплінарну компоненту як окремий етап дослідження, який знаходить своє втілення у кінцевому «прикладному» розділі наукового звіту та у процесі передачі цього звіту замовнику взамін на «довідку про впровадження». Одряду зауважимо, що однією із негативних сторін прикладної адаптації наукового дослідження є ризик його вульгаризації та «деформації» під впливом суспільно-кон'юнктурних та, іноді, не цілком професійних політичних, законодавчих, нормативних та інших «зовнішніх» чинників, які є невід'ємною часткою прикладного проєкту. Тепер розглянемо окремі положення, якими доцільно послуговуватися у процесі підготовки, виконання та імплементації трансдисциплінарного дослідження.

Орієнтація на наявні політичні й економічні пріоритети. Пошук фінансування спонукає адаптуватися до наявних програм та фондів підтримки прикладних проєктів. Такі інституції переважно самі визначають пріоритетні напрямки прикладних досліджень на підставі світової й національної політичної й економічної кон'юнктури. Тому під час підготовки проєктної пропозиції варто приділяти увагу не лише науковій

якості та реалістичності дослідження, але й його відповідності пріоритетам організації, яку розглядають як потенційного донора. Наприклад, на час написання цієї монографії загальносвітовими є пріоритети сталого розвитку, коротко окреслені у Розділі 1.5. А серед пріоритетів європейської дослідницької програми «Horizon 2020» були окреслені питання щодо: 1) управлінських рішень, спрямованих на покращення екосистемних послуг у галузі сільського та лісового господарства; 2) поглиблення розуміння функціонування екосистем, їхньої взаємодії з соціальними (суспільними – І.К.) системами, а також їхньої ролі у підтримці господарства й добробуту людей (<https://ec.europa.eu/programmes/horizon2020/en/official-documents>). Прочитано 20.10.2017).

Слід також брати до уваги, що прикладні проєкти у сфері природокористування переважно поступаються базовим науковим дослідженням новизною підходів та складністю методів. Це пов'язано з тим, що стейкхолдерів, які діють у ненауковій сфері, переважно цікавить зрозуміла практична інформація, яка сприяє вирішенню насушних проблем сьогодення. Наприклад, можна очікувати, що адміністрацію лісгосподарського підприємства скоріше зацікавить відносно просте дослідження, спрямоване на визначення економічних втрат від інвазій короїда-типографа протягом наступних 20 років, ніж складне моделювання цих інвазій за різними сценаріями змін клімату та лісгосподарського менеджменту протягом майбутніх 500 років.

Адаптація наукової термінології. Одним із важливих моментів трансдисциплінарного дослідження є пристосування наукової термінології до вимог стейкхолдерів, які орієнтуються не так на наукові публікації, як на політичні, законодавчі та нормативні документи. Наприклад, наукове поняття ландшафту як геоєкологічного комплексу, окреслене у цій публікації, загалом відповідає законодавчому визначенню землі (ГК СССР

ПС, 1985), екосистеми (United Nations, 1992) та оселища (European Commission, 1992; United Nations, 1992). Водночас воно суперечить законодавчому тлумаченню ландшафту лише як краєвиду в Європейській ландшафтній конвенції (Council of Europe, 2000). Тому для уникнення непорозумінь у прикладних проєктах щодо геопросторових аспектів охорони природи доцільніше об'єкти дослідження позначати як «екосистеми» або «геоєкосистеми», а не «ландшафти». Наприклад, в Оселищній директиві ЄС (European Commission, 1992) об'єкти охорони, які ідентичні ландшафту (див. ►Розділ 2.2) або екосистемі (див. ►Розділ 1.3.2), називають оселищами. Тому у проєкті, який підтримує впровадження цієї директиви в Українських Карпатах, об'єкти дослідження названі оселищами, а не ландшафтами або екосистемами (Проць та ін., 2012). Та й у цьому дослідженні ми широко використовуємо дещо недолугий термін «екосистемні послуги» для позначення суспільних функцій екологічних комплексів (ландшафтів) через те, що він набув широкого вжитку не лише в науці, але й у політиці та законодавстві.

Пошук замовників, донорів та партнерів. У трансдисциплінарних геоєкологічних проєктах провідним стейкхолдером є замовник дослідження. Це переважно організація, яка займається практикою природокористування: центральний орган виконавчої влади або підпорядкований йому регіональний підрозділ, пов'язаний здебільшого з міністерством довкілля або регіонального розвитку; орган місцевого самоврядування або окремий господарюючий суб'єкт, на зразок національного парку, лісгосподарського підприємства, фермерського господарства тощо. Іноді замовником геоєкологічного дослідження може бути громадськість в особі неурядових організацій, наприклад, таких, як WWF (<https://www.worldwildlife.org>. Прочитано 20.10.2017). Проведення дослідження може бути регламентоване законодавчими або нормативними документами – напри-

клад, щодо територіального планування (див. ►Розділ 1.5.2). У такому разі термінологію та зміст проєкту адаптують до відповідних офіційних вимог. Буває, що фінансування проєкту здійснює не замовник, а стороння організація-донор – наприклад, спеціалізований природоохоронний фонд. Тоді донор може стати ще одним важливим стейкхолдером, який впливає на науковий зміст проєкту. Трансдисциплінарне дослідження передбачає участь фахівців різного профілю, і вони можуть бути афілійовані за різних наукових та проєктних інституцій. Іноді організація-донор може ставити вимогу щодо певного формату міжінституційної й міжнародної співпраці у межах проєкту. Тому буває, що у процесі пошуку партнерів, окрім фахових критеріїв, доводиться послуговуватися й «політичними» міркуваннями – вимогами донорів та замовників. Усе це, на жаль, може негативно впливати на наукову якість проєкту.

Обмін інформацією зі стейкхолдерами.

Протягом реалізації трансдисциплінарного проєкту одним із важливих аспектів є інформування замовників, донорів і громадськості про хід виконання досліджень, а також отримання їхньої відповідної реакції для підтвердження або поточного коригування мети й завдань. Традицію подачі проміжних інформаційних звітів замовнику тепер доповнюють інші способи донесення інформації. Першочергово це веб-сайтпроєкту як засіб інформування найширших кіл стейкхолдерів та громадськості щодо прогресу дослідження. Іноді електронну інформацію доповнюють друкованими інформаційними листками, які зручно поширювати під час конференцій та інших заходів, що передбачають особисті контакти. Щоправда, тепер друковані листівки та буклети поступилися популярністю електронним розсилкам інформації зацікавленому колу осіб. Для інтерактивного спілкування веб-сайти проєктів можуть бути доповнені функціональністю коментарів та форумів, за допомогою яких можливо отримувати зворотну

реакцію відвідувачів. Прикладом веб-сайту постійно діючого багатодисциплінарного геоєкологічного проєкту може бути інтернет-сторінка дослідницької мережі «Наука для Карпат» (Science for the Carpathians – S4C), яка надає наукову підтримку Карпатській конвенції (<http://carpathianscience.org>, Прочитано 21.10.2017). Для інтерактивного спілкування в науковому середовищі також використовують дослідницькі соціальні мережі, наприклад Research Gate (<https://www.researchgate.net>, Прочитано 21.10.2017).

Онлайн-комунікація все ж не може замінити персональне спілкування зі стейкхолдерами, яке реалізують як у вигляді нарад із залученням ширшого кола учасників, так і через зустрічі у вузькому колі. Для ширшого кола стейкхолдерів наради можна організовувати у вигляді «круглих столів». Такий формат забезпечує вільніший обмін думками, ніж традиційні конференційні презентації з обмеженим часом для обговорення. Наприклад, у процесі реалізації міжнародного підготовчого проєкту «Програми сталого розвитку басейну річки Тиса», який координувався Програмою розвитку ООН у 2001-2002 роках, була проведена серія національних та міжнародних круглих столів у країнах регіону за участю представників виконавчої та представницької влади, господарюючих суб'єктів і громадськості для визначення пріоритетів сталого розвитку (Круглов, 2002). У процесі суспільно-геоєкологічних досліджень, спрямованих на з'ясування значення екосистемних послуг для місцевого населення, можна застосовувати партисипативний підхід (англ.: *participatory approach*). Він полягає у залученні місцевого населення, яке є водночас об'єктом дослідження, до розробки сценаріїв розвитку території, а також до вибору найприйнятніших, з позицій цього населення, варіантів майбутнього (Malinga et al., 2013; Palomo et al., 2011).

Надання наукової підтримки девелоперам. Трансдисциплінарність геоєкології може бути реалізована не лише через цільові

прикладні дослідні проєкти, але й у вигляді наукових консультацій девелоперам – фізичним та юридичним особам, які здійснюють освоєння (розвиток) певних територій. Прикладом локального консультаційного проєкту може бути геоєкологічне обґрунтування гірськолижних курортів в Українських Карпатах – невеликі за обсягом геоєкологічні характеристики Б-ГЕС та умов снігозалежання, надані автором цієї монографії, інтегровані у проєкти комплексної організації територій (<http://www.horizont-al.com/index.php?id=30>, Прочитано 21.10.2017). Прикладом постійного консультаційного проєкту регіонального рівня щодо сталого розвитку транскордонної території може бути діяльність дослідницької мережі «Наука для Карпат», про яку згадували вище.

Експертиза та моніторинг наслідків менеджменту довкілля. Однією зі сфер трансдисциплінарної геоєкології є експертиза та моніторинг впливу господарської діяльності на довкілля. Геоєкологічні дослідження можуть бути залучені господарюючими суб'єктами, органами влади та охорони правопорядку, а також громадськістю, для експертизи екологічних наслідків освоєння території. Таку можливість надає Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» (ВРУ, 2017), який передбачає, що суб'єкти господарювання повинні здійснювати екологічну оцінку та моніторинг своїх проєктів освоєння території, а також надавати відповідний звіт для громадського обговорення. Якщо якість звіту є незадовільною, геоєкологи можуть активно втручатися у процес та пропонувати свій варіант проведення оцінки й моніторингу довкілля.

Публікація результатів досліджень є звичною, а точніше – необхідною, складовою науково-дослідної роботи. Для науковців пріоритетними є англомовні публікації у відомих міжнародних журналах. Однак іноді є сенс робити «паралельні» публікації українською мовою у вітчизняних виданнях для того, щоб з ними могли ознайомитися стейкхолдери, які не володіють англій-

ською. Наприклад, результати досліджень ретроспективної динаміки лісового покриву Українських Карпат у розрізі адміністративних районів були опубліковані у відомому міжнародному журналі (Kuemmerle et al., 2009), а пізніше дані цього дослідження були ре-інтерпретовані на рівні мезеоекорегіонів та річкових басейнів і опубліковані в українському фаховому виданні (Круглов та ін., 2013). Сучасні картографічні сервіси в Інтернеті, зокрема загальнодоступні послуги, такі як *Google My Maps*, дають змогу поширювати результати досліджень у вигляді геоданих, які через Інтернет-браузери можуть переглядати навіть ті стейкхолдери, які необізнані з ГІС-технологіями. Наприклад, природні ГЕС Басейну Західного Бугу проаналізували в науковій статті (Круглов, 2015), а великомасштабну інтерактивну карту розмістили для загального доступу в Інтернеті (https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1hGewo6sJesR4pUYnmCDGvPp_Jzg&ll). Прочитано 25.10.2017).

У рамках трансдисциплінарних проєктів значну увагу приділяють не лише суто науковим, але й науково-популярним та навчальним публікаціям. Останні спрямовані на ширшу аудиторію стейкхолдерів і мають на меті пропагувати суспільну значущість як конкретного проєкту, так і геоєкології загалом. До того ж вони сприяють підготовці фахівців-практиків, які не орієнтуються на суто наукову проблематику. Платформами для науково-популярних публікацій можуть слугувати веб-сайти конкретних проєктів та залучених екологічних громадських організацій. Інформацію також можна розміщувати на офіційних сайтах органів влади – районних та обласних рад і адміністрацій тощо. Наприклад, результати проєкту зі створення екологічних коридорів в Українських Карпатах опублікували не лише як наукову статтю (Deodatus et al., 2013), але й у вигляді практичного посібника в англomовній (Deodatus et al., 2010) та україномовній (Деодатус та ін., 2010) версіях, електронну версію якого можна безко-

штовно завантажити зі сайту Карпатської конвенції (<http://www.carpathianconvention.org/publications-64.html>). Прочитано 25.10.2017). Інформацію про офіційно затверджений Турківський екокоридор також розмістили на сайті Турківської районної ради (<http://turka.org.ua/content/stvoreno-turkivskii-ekologichnii-koridor>). Прочитано 25.10.2017). Попри експансію Інтернету, телебачення все ще залишається важливим мас-медіа, яке можна використовувати для пропаганди наукових підходів, зокрема у сфері природокористування. Прикладом може бути документальний фільм німецького телеканалу ZDF про незаконну лісозаготівлю в Румунських Карпатах та про роль геотеледетекції у виявленні таких правопорушень (<https://www.youtube.com/watch?v=ialiEB6qMdw>). Прочитано 25.10.2017).

Впровадження навчальних курсів.

Одним із практичних результатів прикладних геоєкологічних проєктів є розробка та впровадження навчальних курсів з еко-системного менеджменту довкілля. Такі курси можуть бути орієнтовані на студентську аудиторію в рамках університетської освіти. Крім того, цільовою групою можуть бути особи з вищою освітою, які потребують підвищення кваліфікації. Наприклад, за результатами проєкту щодо створення екологічних коридорів в Українських Карпатах не лише опублікували посібник (Деодатус та ін., 2010), але й підготували університетський спецкурс «Екологічні мережі» для студентів кваліфікаційного рівня «магістр». Інший приклад: у рамках проєкту щодо впровадження європейських стандартів ідентифікації біотичних оселищ в Україні провели спеціальне навчання для працівників природоохоронних установ з користування інформаційною системою «Turboveg», адаптованою для інвентаризації оселищ регіону (Проць та ін., 2012).

Вплив на формування наукових та політичних пріоритетів на державному й міжнародному рівнях є кінцевою та, мабуть,

найважливішою метою трансдисциплінарної складової науки про довкілля. Результати наукових досліджень щодо природокористування вже покладено в основу нинішніх політичних концепцій сталого розвитку, збереження біорізноманіття, сповільнення змін клімату, інтегрованого менеджменту водних ресурсів тощо (див. ►Розділ 1.5). На відміну від інших прикладних наук, орієнтованих на продукування послуг і товарів індивідуального споживання, геоєкологія як наука про оптимізацію природокористування переважно має справу з послугами, які не можуть бути продані «уроздріб», оскільки ці послуги значущі лише для великих територій та великої кількості людей. Наприклад, покращення якості води у річці часто вимагає впровадження певних обмежень щодо господарювання (наприклад, лісозаготівлі) на площах річкового басейну у верхів'ях. А головними бенефіціарами таких заходів можуть бути люди, які користуються цією річкою нижче за течією – поза межами території, на яку накладені обмеження. Така ситуація вимагає проведення дискусії для досягнення консенсусу або компромісу між стейкхолдерами з верхньої та нижньої частин басейну щодо його менеджменту на багато років наперед. Ініціаторами й модераторами такої дискусії звично є органи влади, які пропонують усій громаді відповідний менеджмент-план, що відповідає певним законодавчим нормам (European Commission, 2000). Якщо мова йде про запобігання змінам клімату, то домовленості повинні бути глобальними і обов'язково охоплювати найбільші нації (United Nations, 2015).

Така ситуація передбачає, що геоєкологічні дослідження та їхнє практичне впровадження вимагають політичної й фінансової підтримки на національному й міжнародному рівнях. Щоб добитися такої підтримки, окремі науковці та колективи об'єднуються в мережі й реалізують спільні наукові проекти, результати яких публікують у провідних міжнародних журналах. Наприклад, Р. Костанца разом з 12 колега-

ми, афілійованими у різних дослідних закладах США, Аргентини та Нідерландів, опублікував у *Nature* статтю про вартість світових екосистемних послуг (Costanza et al., 1997), яка привернула значну увагу наукової спільноти і на сьогодні досягла 7655 цитувань за інформацією наукометричної бази даних *Scopus* (<https://www.scopus.com/authid/detail.uri?authorId=7005761060>). Прочитано 20.12.2017). Окрім науковців, питанням екосистемних послуг зацікавилися громадські організації й політики. Уже за кілька років під егідою ООН був втілений глобальний проєкт з оцінки наслідків впливу змін у екосистемах на добробут людства (MEA, 2005), у якому взяло участь понад 1360 фахівців з різних країн (<https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>). Прочитано 20.12.2017). Після цього концепція екосистемних послуг стала загальноновизнаним підходом до оцінки довкілля і, зокрема, потрапила в українське законодавство (ВРУ, 2011a).

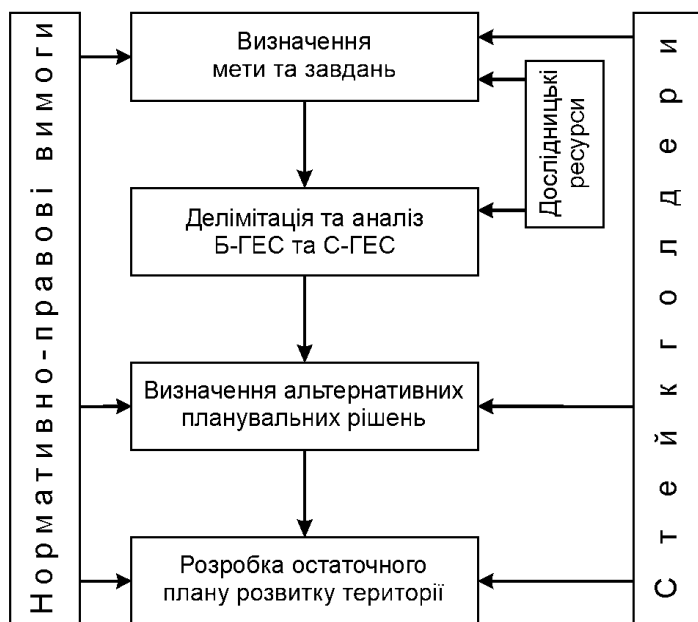
2.6. Дизайн трансдисциплінарного геоєкологічного проєкту

Трансдисциплінарне геоєкологічне дослідження, яке переважно спрямоване на природочуйне обґрунтування плану територіального розвитку (менеджменту), складається з низки етапів, обумовлених як особливостями наукового підходу, так і позанауковими чинниками у вигляді нормативно-правових вимог та інтересів стейкхолдерів (■Рис. 2.12). Якщо наукові особливості вивчення ландшафтів загалом добре описані як у закордонній (Видина, 1962; Исаченко, 1980; Christian, Stewart, 1964; Haase, 1967; McKenzie et al., 2008), так і у вітчизняній (Геренчук та ін., 1975; Круглов та ін., 2012; Миллер, 1974) літературі, то питання інтеграції позанаукових чинників у процес дослідження ландшафту висвітлені меншою мірою. Викладений тут

підхід до інтеграції позанаукових факторів у прикладне геоecологічне дослідження ґрунтується на досвіді природочуйного планування ландшафту (Деодатус та ін., 2010; McNarg, 1969; Steiner, 2008).

Першим етапом трансдисциплінарного геоecологічного дослідження є визначення загальної мети та найважливіших завдань, які необхідно виконати для її досягнення. Першочергове формулювання мети й завдань є надзвичайно відповідальним етапом дослідження, оскільки визначає його загальний обсяг, часові рамки, конфігурацію дослідного колективу та бюджет. Тут слід брати до уваги кілька обставин. По-перше, потрібно реалістично оцінити наявні дослідницькі ресурси: фаховість науково-дослідного персоналу; доступність необхідної інформації; забезпеченість обладнанням тощо. Уже на цьому етапі важливо визначитися з приблизним обсягом польових робіт як найзатратнішим з огляду на час та кошти джерелом інформації. По-друге, з'ясувати нормативно-правові рамки прикладного дослідження й адаптувати до них термінологію та, відповідно, формулювання мети й завдань. Зокрема, у плану-

вальних нормативних документах можуть бути обумовлені необхідні картографічні матеріали щодо ландшафтних одиниць (геоекосистем, ПТК, екологічних комплексів тощо) та їхні масштаби (див. ►Розділ 1.5.2). По-третє, мету та завдання дослідження необхідно узгодити зі стейкхолдерами: замовником, землевласниками, громадськістю тощо. Як уже згадували (див. ►Розділ 2.5), замовником переважно є певний орган влади або господарюючий суб'єкт. Однак, якщо геоecологічне дослідження є обґрунтуванням всеохоплюючого генерального плану, то його замовником може бути певна проєктна організація, яка є головним підрядником. Важливим моментом є узгодження дослідження з громадськістю, яку переважно представляють місцеві та регіональні екологічні недержавні організації. У певних випадках вони можуть бути найактивнішими та найвимогливішими учасниками процесу обговорення плану розвитку території, тож важливо налагодити з ними конструктивні стосунки від самого початку реалізації проєкту. Детально сформульовані та обґрунтовані мета й завдання дослідження є проєктною пропозицією.



■ Рис. 2.12.
Схема
трансдисциплінарного
геоecологічного
проєкту

Наприклад, у процесі формулювання мети та завдань щодо проектування екологічного коридору в Турківському районі Львівської області були залучені фахівці зоологи та геоєкологи, представники від Мінприроди та екологічної громадської організації. Для визначення екологічної пов'язаності території обрали чотири модельні види тварин: зубра, бурого ведмеда, рись та дикого kota (Деодатус та ін., 2010). Вовк був вилучений з переліку модельних видів, оскільки місцеве населення вкрай негативно ставиться до цього хижака.

Другий етап, на відміну від першого, має винятково наукове наповнення і стосується практичної реалізації дослідження. Він полягає у делімітації, аналізі й синтезі різних класів ГЕС, визначених у завданнях (див. ■Рис. 2.12). Першочергово виділяють та характеризують Б-ГЕС, які є основою для делімітації С-ГЕС (див. ►Розділ 2.4). Наприклад, національний стандарт щодо містобудівної (планувальної) документації (Мінрегіонбуд України, 2011) зобов'язує у процесі розробки як регіональних, так і локальних планів, характеризувати природні ландшафти, а також стан їхньої антропогенної трансформованості. Ці загальні ландшафтні характеристики забезпечують Б-ГЕС, про які детально йтиметься у ►Розділі 3. Крім того, цей національний стандарт передбачає оцінку екологічної мережі, продуктивності ґрунтів тощо. Для інвентаризації й оцінки таких специфічних ландшафтних характеристик використовуємо С-ГЕС, які детально описані у ►Розділі 4. Результатом цього трудомісткого етапу є характеристики Б-ГЕС та різних класів С-ГЕС, зокрема у вигляді геоданих. Наприклад, у ході реалізації проекту щодо Турківського екокоридору спочатку делімітували Б-ГЕС на підставі великомасштабних цифрових топографічних та тематичних даних. Після цього виділили континуальні С-ГЕС придатності території для пробування обраних модельних видів (Деодатус та ін., 2010).

Третій етап полягає у пошуку напрямків розвитку території дослідження на підставі інформації про ГЕС, але з урахуванням побажань стейкхолдерів. Увагу зосереджують на проблемах та можливостях оптимізації поточної структури й функцій ландшафту у перспективному плані господарського розвитку території. Якщо йдеться про зонування природоохоронних територій, то на передній план виходять питання збереження й відновлення малопорушених екологічних комплексів, а також забезпечення їхньої просторової поєднаності у вигляді екологічної мережі. Тому провідну роль у таких дослідженнях відіграють геоєкологи природничого профілю, які спеціалізуються, наприклад, на ботаніці й зоології. Однак для урбанізованих територій пріоритетними можуть бути питання розвитку виробничих зон, житлових районів, транспортного сполучення та формування соціального міського простору. У такому разі важливою стає роль суспільної геоєкології, яка ґрунтується на економічних та соціологічних підходах. Попри це, питання геопросторової оптимізації природного довкілля залишається однією з найважливіших позицій у сучасному містобудуванні (Круглов, 1998).

На цьому етапі роль науковців у прийнятті рішення щодо обрисів майбутнього плану головню зводиться до надання інформаційної підтримки стейкхолдерам. Тут саме вони діють на свій розсуд, але у рамках чинного законодавства та нормативів. На жаль, вони можуть обрати не найкращі варіанти під впливом політичної кон'юнктури або особистих мотивів. Адже у демократичних суспільствах, зокрема й в Україні, прийняття планувальних рішень є інклюзивним процесом, який регулює відповідне законодавство – наприклад, Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності» (ВРУ, 2011б). Отже, планувальні рішення у багатьох випадках є компромісом між науково обґрунтованою доцільністю й інтересами стейкхолдерів.

Наприклад, у процесі планування Турків-

ського екокоридру, на підставі С-ГЕС придатності території для пробування модельних видів тварин, виділили кілька можливих конфігурацій екокоридору із зазначенням «вузьких місць» – ділянок ландшафту, зайнятих поселеннями та сільськогосподарськими угіддями, які малоприсадибні для пересування диких тварин. За результатами обговорення зі стейкхолдерами, разом з представниками сільських громад, обрали один, найреалістичніший для втілення, варіант конфігурації екокоридору (Деодатус та ін., 2010).

Четвертий етап є завершальним і полягає у розробці конкретного плану розвитку (проєкту організації природоохоронної території, регіональної схеми планування, генерального плану міста тощо) на підставі схваленого стейкхолдерами попереднього планувального рішення. Зміст та детальність такого плану визначаються відповідними нормативними документами Мінрегіонбуду або Мінприроди (див. ► Розділ 1.5.2). Згідно з чинним законодавством (ВРУ, 2011б), проєктне рішення та розроблений на його підставі план обговорюють на архітектурно-будівельній раді, а також під час громадських слухань. За результатами таких обговорень зі стейкхолдерами до плану територіального розвитку можуть бути внесені корективи.

Наприклад, на завершальному етапі реалізації проєкту щодо Турківського екокоридору, на підставі затвердженого стейкхолдерами планувального рішення, був розроблений кінцевий варіант проєкту Турківського екокоридору. Для зручності адміністрування офіційні межі екокоридору відкоригували так, щоб вони узгоджувалися з межами сільських громад та лісгосподарських кварталів. Окрім того, на завершальному етапі, за вимогою місцевих землевпорядників, довелося вилучити з території екокоридору невелику ділянку поблизу села Верхній Турів, яку розглядали як перспективну для забудови. Межі екокоридору нанесли на офіційну карту

землекористування Турківського району, а текстовий звіт оформили згідно з офіційними рекомендаціями, які були розроблені на підставі цього пілотного проєкту (Мінприроди України, 2009). Після цього кінцева версія проєкту була затверджена місцевими органами влади (Деодатус та ін., 2010).

Слід зауважити, що поданий тут порядок інтеграції геоecологічної інформації в територіальні плани розвитку не обумовлений у вітчизняних нормативно-правових документах. Тому він може ігноруватися планувальниками. Отже, є загроза, що розділ охорони довкілля у складі планувальної (містобудівної) документації (Мінрегіонбуд України, 2011), який зобов'язує інвентаризацію ГЕС, можуть виконувати формально та «паралельно» до розроблення територіального плану, внаслідок чого не будуть належним чином вирішуватися питання оптимізації природного середовища у процесі територіального розвитку.

Висновки до Розділу 2

Загальний зміст трансдисциплінарної геоecології полягає у дослідженні геоecологічних комплексів як Т-ГЕС засобами геоматики для того, щоб надавати суспільству інформацію щодо геопросторових аспектів екосистемного менеджменту. Отже, реальними об'єктами трансдисциплінарної геоecології є водні й суходільні геоecологічні комплекси, які охоплюють усі фізичні, біотичні та суспільні явища земної поверхні в їхній просторовій та часовій диференційованості. За методологією досліджень геоecологію можна поділяти на фізичну, біотичну та суспільну, а за специфікою реальних об'єктів – на геоecологію суходолу та водойм, а також на локальну, регіональну та глобальну. Локальну геоecологію суходолу звично називають ландшафтною екологією, а суходільні геоecологічні комплекси локальної та регіональної розмірності альтернативно називають ландшафтами. Ландшафти досліджують з огляду на

екологічну (субстанційну), просторову (морфологічну) та часову (динамічну) організації, і для цього використовують різноманітні системи-моделі, які спрощено відображають ландшафтний континуум як поєднання дискретних компонентів. Кожна з таких моделей описує специфічні особливості організації ландшафту, і жодна з них не є вичерпною.

ГЕС є загальним теоретичним об'єктом геоєкології – геопросторовою процесною моделлю ландшафту. Вона відображає диференціацію у геопросторі відношень однієї з ландшафтних властивостей, як її підпорядкованого компонента-геосистеми – виводу, з іншими ландшафтними властивостями як провідними компонентами-геосистемами – вводами. Геопросторові й екологічні відношення між компонентами ефективно реалізують за допомогою функцій алгебри карт ГЕС. За геопросторовим форматом виводу ГЕС можна поділяти на дискретні або континуальні, категорійні або числові; за особливостями геопросторового поєднання вводів – на морфо- або трансморфогенні; а за спроможністю відображати часові зміни у ландшафті – на статичні, зокрема квазидинамічні, або динамічні (ландшафтні симулятори). Особливим класом динамічних ландшафтних моделей є адаптивні поєднані суспільно-природні ГЕС.

Т-ГЕС – основний теоретичний об'єкт інтегрованої геоєкології, який є голістичним науковим образом ландшафту та інструментом його пізнання. Т-ГЕС – комплексна система, яка інтегрує різноманітні спеціальні дисциплінарні моделі ландшафту – С-ГЕС – на підставі базової міждисциплінарної моделі – Б-ГЕС. Б-ГЕС відображає усталені генетичні відношення між екологічними компонентами й факторами у межах морфологічно однорідних ділянок ландшафту, і через це її відносимо до категорії морфогенних статичних моделей. Різноманітні морфо- й трансморфогенні, статичні та динамічні С-ГЕС доповнюють Б-ГЕС специфічними дисциплінарними характеристиками ландшафту. Усі С-ГЕС

використовують морфогенні компоненти Б-ГЕС як частину вводів і в такий спосіб забезпечують міжсистемні зв'язки у Т-ГЕС. Технологія геоматики забезпечує ефективне мережне поєднання всіх підсистем Т-ГЕС. Концепція Т-ГЕС об'єднує й розвиває уявлення про тотальну екосистему людини та про множинність ЛТС.

Трансдисциплінарна компонента геоєкології відповідає за «інтерфейс» між науковим проєктом та суспільством як поєднанням різних стейкхолдерів. З одного боку, науковці пристосовуються до суспільних умов: для знаходження замовників і донорів вони пов'язують свої дослідження з кон'юнктурними суспільними темами, а також використовують політичну й законодавчу термінологію; у процесі виконання проєктів вони можуть коригувати мету та завдання з огляду на бажання стейкхолдерів; долучаються як консультанти та експерти до вже наявних девелоперських проєктів. З іншого боку, дослідники активно впливають на стейкхолдерів та суспільство загалом через персональну комунікацію, наукові й науково-популярні публікації, впровадженням відповідних навчальних курсів. Об'єднуючись у великі міжнародні дослідницькі мережі, науковці можуть формувати наукові й політичні пріоритети суспільства щодо природокористування.

Трансдисциплінарний геоєкологічний проєкт з обґрунтування плану територіального розвитку може складатися з чотирьох основних етапів: 1) визначення мети й завдань; 2) делімітації й аналізу ГЕС; 3) пошуку альтернативних планувальних рішень; 4) розробки остаточного плану територіального розвитку. На всіх етапах, окрім другого, важливу роль відіграють консультації зі стейкхолдерами. Крім того, у процесі формулювання мети та завдань проєкту послуговуються чинними планувальними (містобудівними) нормативами, а також беруть до уваги доступність дослідницьких ресурсів.

Розділ 3.

Базова геоекосистема – Б-ГЕС

- 3.1. Екологічна організація Б-ГЕС – 102**
- 3.2. Морфологічна організація Б-ГЕС – 111**
- 3.3. Динамічна організація Б-ГЕС – 131**
- 3.4. Практичне застосування Б-ГЕС – 132**
- 3.5. Методи дослідження Б-ГЕС – 135**
 - 3.5.1. Дизайн організації Б-ГЕС – 135*
 - 3.5.2. Джерела даних – 137*
 - 3.5.3. Делімітація компонентів-геосистем Б-ГЕС – 139*
 - 3.5.4. Інтеграція компонентів та ідентифікація відношень – 144*
 - 3.5.5. Аналіз організації делімітованих Б-ГЕС – 147*
 - 3.5.6. Польові обстеження – 149*
- Висновки до Розділу 3 – 153**

III

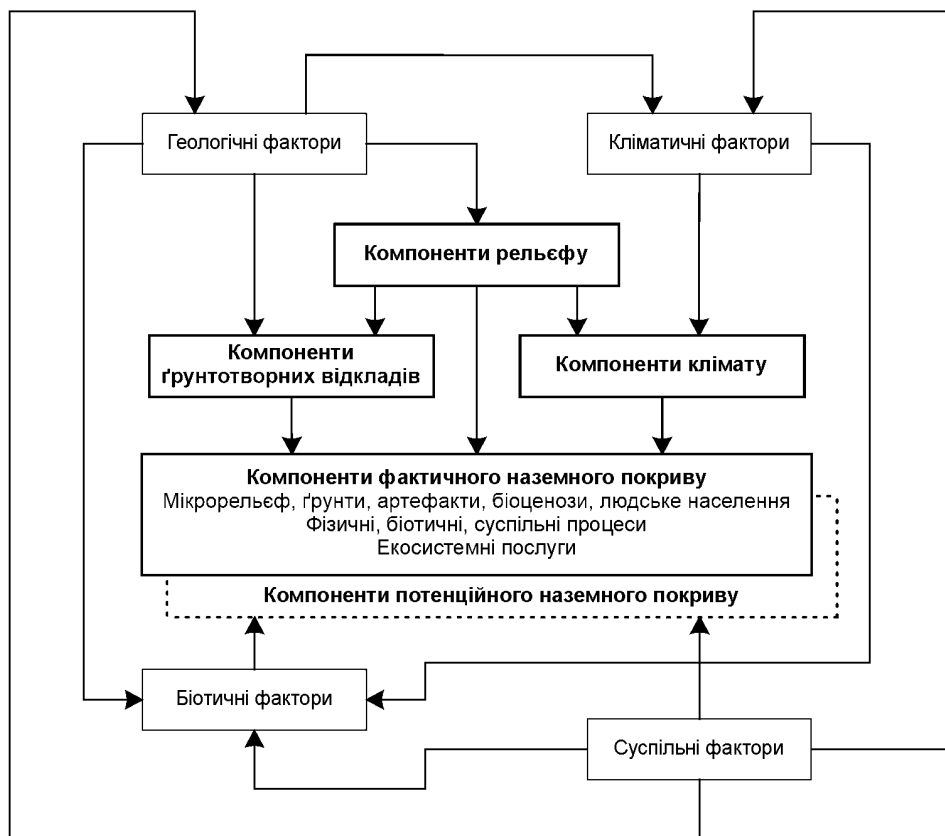
Як було зазначено в попередньому розділі, концепція Б-ГЕС покликана гармонізувати дисциплінарні підходи, дані та методи у процесі міждисциплінарного дослідження ландшафту і слугувати інтегративною платформою для С-ГЕС у рамках Т-ГЕС. Б-ГЕС повинна відображати найсуттєвіші та відносно стабільні у просторі й часі властивості ландшафту, і її просторова структура може бути використана як єдиний географічний каркас у процесі інтегрованого дослідження ландшафту для делімітації різних С-ГЕС: геоморфологічних, кліматичних, гідрологічних, ґрунтових, ботанічних, зоологічних, економічних тощо. До базових та відносно стабільних у просторі й часі властивостей ландшафту належать загальні морфологічні характеристики наземного покриву та рельєфу, а також пов'язаного з ним субстрату (ґрунотворних відкладів). Іноді до опису Б-ГЕС можна додати стислу характеристику місцевого клімату – для того, щоб охопити всі основні ландшафтні субстанції. Оскільки Б-ГЕС є продуктом голістичного підходу, то відношення між компонентами в ній відображають генетичні взаємозв'язки між ландшафтними властивостями. Через це голістичні Б-ГЕС можна альтернативно називати генетичними ландшафтними одиницями (Анненская и др., 1962), генетико-морфологічними (Гродзинський, 1993) або морфологічно-субстанційними (Гродзинський, 2014) ЛТС, а також морфогенними ГЕС (Круглов, 2006). Охарактеризуємо Б-ГЕС з огляду на її екологічну (субстанційну), просторову та динамічну (часову) організацію (Круглов, 2016).

3.1. Екологічна організація Б-ГЕС

Екологічна (субстанційна) організація Б-ГЕС відображає найсуттєвіші субстанційні властивості ландшафту, які інтерпретують як компоненти, у їхніх генетичних

відношеннях між собою та із зовнішніми факторами ландшафту (■Рис. 3.1). Генетичні відношення між компонентами показані у вигляді векторів, спрямування яких фіксує переважаючий вплив. Така концептуальна схема Б-ГЕС впливає з уявлень про ландшафт як про інтегративне природно-культурне утворення, яке є результатом еволюції первинного природного ландшафту в культурний ландшафт (Саушкін, 1946; Angelstam et al., 2013; Bastian et al., 2002; Bobek, Schmithüsen, 1949; Carol, 1957), а також з розуміння нерівнозначної ролі компонентів і факторів у генезисі природного ландшафту (Міллер та ін., 2002; Солнцев, 1960, 1973) та, зокрема, провідної ролі рельєфу у його просторовій диференціації (Байрак, 2007; Ласточкин, 2002; Черванев, 1983). Екологічні компоненти та фактори згруповані у кілька блоків, що відображає можливість ієрархічного представлення їхньої організації – так, як це дає змогу робити системний підхід. Компоненти та фактори вирізняють і характеризують за допомогою узгоджених концептуальних поглядів та методичних прийомів відповідних географічних та екологічних дисциплін, що є результатом застосування міждисциплінарного підходу.

Фактори Б-ГЕС. Факторами, або екологічними факторами, Б-ГЕС є природні та суспільні умови, які впливають на морфологію й динаміку ландшафту, але самі формуються поза просторовими або/та часовими рамками цього ландшафту. Серед природних факторів традиційно виділяємо геологічні, кліматичні та біотичні (Солнцев, 1960, 1973) «фонові» умови. На додачу до них пропонуємо блок суспільних, або культурних, чинників – адже у формуванні ландшафту важливу роль відіграє діяльність людей. У такому випадку під культурою розуміємо всю сукупність духовних та матеріальних обставин, створених людьми як членами суспільства. Ці обставини проявляються у соціальному, економічному, законодавчому та політичному вимірах, і



■ Рис. 3.1. Концептуальна схема екологічної організації базової геоекосистеми (за: Круглов, 2016, змінено дизайн)

впливають на те, яким чином люди змінюють ландшафт. Культура формується як під впливом локальних та регіональних умов, зокрема ландшафтних, так і під дією глобальних суспільних процесів, роль яких постійно зростає. Незважаючи на те, що природні умови в багатьох випадках визначають господарську діяльність людей, а також мають вплив на інші прояви суспільного життя, у запропонованій моделі суспільні чинники розглядаємо як незалежну групу факторів Б-ГЕС. Це зроблено для того, щоб уникнути загрози скочування до примітивного географічного (екологічного) детермінізму – інвайронменталізму (Джеймс, Мартин, 1988; Coombes, Barber, 2005; Judkins et al., 2008). Через це така модель не дає змоги розглядати вплив

природних умов на соціум. Водночас вона стверджує ефект людської діяльності на всі компоненти та фактори Б-ГЕС.

До зовнішніх природних факторів першочергово залуцаємо геологічні умови. На глобальному рівні вони представлені великими геологічними формаціями платформ і орогенів, а на регіональному – дрібнішими тектонічними структурами й літологічними формаціями, які залягають вище за базис ерозії. Особливості тектоніки та резистентність приповерхневих корінних порід до вивітрювання визначають головні – морфоструктурні (морфотектонічні) – риси рельєфу (Герасимов, Мещеряков, 1967; Scheidegger, 2012). Крім того, літологія корінних порід значною мірою зумовлює фізико-хімічні властивості реоліту

(кори вивітрювання) (Ollier, Pain, 1996), який є основою формування поверхневих континентальних відкладів як компонента Б-ГЕС. Оскільки корінні породи утворені в попередні геологічні епохи, переважно в умовах морської трансгресії – до того, як почали виникати найстарші риси сучасного ландшафту, то їх доцільно вважати зовнішнім чинником Б-ГЕС. Додамо, що до корінних порід відносимо не лише дочетвертинні формації, але й ті відклади плейстоцену, які утворилися до початку формування сучасного рельєфу. Неотектонічний режим також не може бути залученим до обсягу компонентів Б-ГЕС, оскільки є маніфестацією процесів у літосфері та верхній мантії – поза просторовими межами ландшафту.

Іншою категорією важливих природних факторів Б-ГЕС є кліматичні умови. Вони характеризують так званий фоновий клімат (макроклімат, мегаклімат), який визначають космічні (надходження сонячної енергії тощо), а також глобальні та регіональні процеси в атмосфері поза межами ландшафту. За взаємодії з підстильною поверхнею, тобто ландшафтом, макрокліматичні властивості трансформуються і диференціюються, набуваючи рис місцевих кліматичних умов (Geiger et al., 2003; Yoshino, 1975), які є компонентами Б-ГЕС. Зауважимо, що на глобальному просторовому рівні фоновий клімат можна інтерпретувати не як зовнішній фактор, а як компонент, оскільки всі повітряні маси формуються в межах глобальної ГЕС. Просторову диференціацію глобального клімату в такому разі можна розглядати як певною мірою залежну від геологічних факторів, які контролюють океанічні й континентальні морфотектури, й у такий спосіб визначають генеральні особливості розподілу енергії та вологи в атмосфері – а отже, умови її циркуляції. Крім того, на глобальний клімат впливає вулканічна діяльність, а також суспільні фактори – у результаті господарської діяльності в атмосферу здійснюється емісія парникових газів, пилу та інших суб-

станцій, які мають відчутний ефект навіть на тлі космічних та природно-географічних чинників (Archer, 2011; Archer, Rahmstorf, 2010). У рамках геоекології кліматичні умови доцільно характеризувати з огляду їхнього впливу на біоценози – як біоклімат (Belda et al., 2014; Brown, 2017).

Біотичні фактори першочергово представлені флористичними та фауністичними фоновими особливостями – наявністю в регіоні певних видів мікроорганізмів, рослин та тварин, які за взаємодії з конкретними фізико-хімічними умовами земної поверхні створюють популяції й міжвидові угруповання – біоценози. Поширення біотичних видів значною мірою контролюється регіональними та глобальними природними чинниками – як кліматичними, так і геологічними. Щоправда, певний вплив також мають еволюційно-історичні обставини, які роблять флористичні й фауністичні ареали відмінними від кліматичних та геологічних регіонів. До того ж, значний ефект на фонові біотичні умови має людське населення (суспільний чинник), яке модифікує чисельність популяцій, а також видове та генетичне біорізноманіття, як на регіональному, так і на глобальному рівнях. Тому глобальні й регіональні флористичні та фауністичні умови можна розглядати як окрему групу факторів, які істотно залежать від інших природних та суспільних чинників.

Компоненти Б-ГЕС згруповані у чотири основні категорії (див. **Рис. 3.1**). Контрольованою групою екологічних компонентів (виводом) є характеристики наземного покриву, які залежні від контролюючих компонентів (вводів): місцевих кліматичних умов, поверхневих континентальних відкладів та рельєфу. Крім того, властивості наземного покриву напряму зумовлені зовнішніми біотичними й суспільними факторами ландшафту. Нагадаємо, що у запропонованій моделі відображені генетичні відношення між компонентами, які є односпрямованими і фіксують вектор пере-

важачого впливу – зворотні, слабші впливи, наприклад, наземного покриття на місцевий клімат або рельєф, не розглядаються. Такий підхід вимагає чіткого визначення ролі кожного екологічного компонента як провідного (вводу) або підпорядкованого (виводу) у його відношенні з іншими компонентами (Солнцев, 1960).

Серед контролюючих груп компонентів провідну роль відіграють властивості географічно значущих форм рельєфу – характеристики елементів, форм та асоціацій форм мезо-, макро- або мегарельєфу, які мають достатньо велику площу, щоб бути геооб'єктами. Такий рельєф розглядаємо як найстарший та найконсервативніший компонент ландшафту, оскільки він був сформований дією природних та, іноді, техногенних (суспільних) зовнішніх чинників протягом попередніх етапів ландшафтної еволюції. Рельєф напряму впливає на екологічні властивості та просторову диференціацію як наземного покриття, так і визначає приповерхневі відклади та місцевий клімат. Приповерхневі відклади формуються не лише під впливом рельєфу, але й залежать від зовнішніх геологічних факторів, зокрема від літології приповерхневих корінних порід. Крім того, на обмежених площах інтенсивного техногенного впливу приповерхневі відклади залежать від зовнішніх соціогенних чинників. Місцеві кліматичні умови (локальний клімат та мезоклімат) зумовлені, з одного боку, зовнішнім чинником – фоновим кліматом (макрокліматом), а з іншого, – особливостями рельєфу, який диференціює надходження сонячної радіації та циркуляцію повітря. Зауважимо, що на найдрібнішому, мікрокліматичному, рівні, визначальне значення у просторовій диференціації гідрокліматичних умов відіграє наземний покрив (Geiger et al., 2003; Yoshino, 1975).

Отже, властивості рельєфу розглядаємо як провідні контролюючі компоненти Б-ГЕС. З одного боку, нерівності поверхні літосфери є результатом взаємодії ендеген-

них та екзогенних рельєфотворчих чинників, які можна характеризувати як зовнішні фактори – тобто як такі, що сформувались головню протягом попередніх еволюційних станів ландшафту. З іншого боку, в межах теперішнього еволюційного стану, що його відображає Б-ГЕС, рельєф є провідним чинником, який контролює сучасні процеси денудації й акумуляції приповерхневих відкладів. Крім того, форми рельєфу є візуально виразними морфологічними властивостями ландшафту, які легко картувати, і які також добре передають просторову диференціацію фактичних і потенційних геоморфологічних процесів, а також створених ними відкладів. Форми рельєфу, доповнені інформацією про поширення корінних гірничих порід, забезпечують також хороший геопросторовий каркас для характеристики текстурних і хімічних властивостей ґрунтоутворних відкладів та ґрунту (Gerrard, 1982; Huggett, 2011; Ollier, Pain, 1996; Wielemaker et al., 2001). Елементи й форми рельєфу першочергово виділяємо та описуємо на підставі морфографії й морфометрії, а тоді додаємо морфогенетичні та морфодинамічні характеристики (Башенина и др., 1977; Savigear, 1965; Smith et al., 2011).

Як згадували вище, рельєф є провідним диференціатором макроклімату на місцеві клімати: мезоклімати та локальні клімати (Исаченко, 1991; Bailey, 2009; Geiger et al., 2003; Huggett, Cheesman, 2002; Yoshino, 1975). Тому форми рельєфу можна використовувати для просторової інтерпретації місцевих кліматичних умов (Bailey, 2009; Davis, 1978). Так само, місцеві кліматичні умови, у поєднанні з особливостями рельєфу та геологічного субстрату, а також зі специфікою регіональних флористично-фауністичних особливостей як зовнішніх біотичних факторів, визначають характер потенційного природного наземного покриття. Зауважимо, що клімат, як компонент Б-ГЕС, переважно інтерпретуємо як один із факторів біоти й людського населення, тож

описуємо його як біоклімат за допомогою відповідних якісних та кількісних характеристик (Brown, 2017; Tromp, 1980). Якщо ж до цих природних компонентів та зовнішніх факторів додати зовнішні суспільні чинники, то разом вони зумовлюють властивості фактичного наземного покриву.

Наземний покрив об'єднує центральні, контрольовані компоненти Б-ГЕС, які формують її вивід. Поняття наземного покриву (англ.: *land cover, earth cover*) впровадив ботанік-еколог Ф. Клементс ще у першій половині ХХ століття (Humphrey, 1961). Пізніше цей термін отримав широке застосування у сфері геотеледетекції для позначення фізіономічних (морфологічно виразних) структур земної поверхні, які добре відображаються на аеро- та космозображеннях (Joseph, 2005). Тому під наземним покривом переважно розуміють як природні, так і антропогенні, як біотичні, так і абіотичні утворення, які вкривають земну поверхню: різні фізіономічні класи природної та культурної рослинності, будівлі й інші техногенні структури, відкритий ґрунт та його штучні покриття, водні поверхні тощо (Di Gregorio, 2005). До фізіономічних характеристик наземного покриву можна також додати мікро- та нанорельєф. У процесі опису наземного покриву антропогенні утворення (артефакти) можна характеризувати як аналоги природних утворень. Наприклад, будівлі можна розглядати як техногенні форми мікрорельєфу й описувати за аналогією останцевих стовпів зрілого карстового ландшафту, висвітлюючи їхні відносні висоту та площу, матеріал стін тощо (Круглов, Миллер, 1993).

З геоекологічного погляду, поняття наземного покриву можна трактувати ширше, ніж просто сукупність фізіономічних утворень земної поверхні. Якщо фізіономічні характеристики наземного покриву розглядати у генетичному зв'язку з іншими компонентами ландшафту (рельєфом, приповерхневими відкладами і кліматом), а також з біотичними та суспільними зовніш-

німи чинниками, то їх можна деталізувати й доповнити багатьма іншими фізичними (фізико-хімічними), біотичними та суспільними атрибутами. Для цього слугують С-ГЕС (►Розділ 4).

Геоекологічне визначення наземного покриву можна сформулювати так: *наземний покрив – це гетерогенне утворення на контакті літосфери й атмосфери, яке охоплює біогенні (біоценози, ґрунти) та суспільні (людське населення та артефакти) екологічні компоненти, а також інші властивості, на зразок мікрорельєфу, мікроклімату або структурних чинників водного балансу поверхні. Він також має певні фактичні й потенційні суспільні функції, які можна характеризувати з позицій екосистемних послуг.* У такій інтерпретації наземний покрив являє собою весь суспільно-біофізичний комплекс на контакті літосфери з атмосферою – своєрідний ландшафт у ландшафті. Уявлення про наземний покрив є ширшим, ніж про ґрунтово-рослинний покрив, оскільки може бути поширене на території, позбавленій рослинності і ґрунту – ним можна, наприклад, позначати щільну забудову або поверхню льодовика. Концепція наземного покриву відрізняється від уявлення про землекористування (англ.: *land use*) – якщо категорія наземного покриву першочергово відображає біофізичні властивості утворень земної поверхні, то характеристика землекористування вказує на соціально-економічну функцію цих утворень (Di Gregorio, 2005). У загальних рисах геопросторові структури наземного покриву та землекористування взаємопов'язані – адже між біофізичними умовами та суспільними функціями ландшафту є тісний зв'язок. Але трапляються й відмінності. Наприклад, один ареал категорії наземного покриву «середньовіковий буковий ліс» може потрапляти у дві функціональні зони землекористування: охоронну та лісгосподарську. До функціональної категорії землекористування «рекреаційна територія» мо-

жуть належати наземні покриви «сосновий ліс», «різнотравна лука», «малоповерхова дисперсна забудова», «водна поверхня», «піщаний пляж» тощо.

Генетичний та історично-еволюційний підходи передбачають дослідження теперішнього культурного ландшафту як продукту взаємодії людей з первинним природним ландшафтом (Angelstam et al., 2013; Bobek, Schmithüsen, 1949; Krouglov, 1999). Окрім суто академічного інтересу, такі підходи мають важливе значення для природочуйного територіального планування – коли виникає потреба у відновленні ландшафтів або у передбаченні їхніх змін під впливом природної сукцесії. У такому разі особливий інтерес становлять компоненти наземного покриву, оскільки вони зазнають найбільшого впливу з боку людини. Тож у рамках поняття наземного покриву доцільно розрізняти уявлення про фактичний і про потенційний природний наземні покриви. **Фактичний наземний покрив** (ФНП, англ.: *actual land cover*) стосується тих ґрунтових, біотичних та антропогенних умов, які на сьогодні реально існують у ландшафті. Його відображають дані геотеледетекції, а також топографічні й тематичні карти сучасного ландшафту, і його можна побачити й описати *in situ*. Уявлення про **потенційний природний наземний покрив** (англ.: *potential natural land cover*), або скорочено – **природний наземний покрив** (ПНП), запозичене з геоботаніки і є аналогією ідеї потенційної природної рослинності (англ.: *potential natural vegetation*).

Концепція потенційної природної рослинності була сформульована в середині минулого століття для дослідження культурних ландшафтів і стосувалася гіпотетичного фітоценозу, який би міг сформуватися на певній ділянці ландшафту за стабільних фізичних умов і відсутності впливу людини на пізньосукцесійній стадії (Tüxen, 1956). Протягом наступних десятиліть ця ідея зазнавала критики й уточнень, спричинених як спекулятивною сутністю «гіпоте-

тичного фітоценозу», характеристики якого неможливо верифікувати, так і дискусією щодо можливості існування стабільних монотіпних або політіпних (зрілих) рослинних угруповань в умовах постійної зміни фізичних умов, зокрема клімату (Härdtle, 1995; Moravec, 1998). Тому на тлі цілком оптимістичних поглядів щодо наукової достовірності та практичної цінності цього підходу (Farris et al., 2010; Ricotta et al., 2002) наявні доволі скептичні його оцінки (Chiarucci et al., 2010). Все ж, концепція потенційної природної рослинності залишається незамінною у дослідженнях, пов'язаних з вивченням природного потенціалу окультурених ландшафтів, визначенням їхньої гемеробії та резильєнтності, перспектив реконструкції та збереження біорізноманіття (Bastian, 2000; Ricotta et al., 2002; Rosati et al., 2008; Zerbe, 1998). Розроблені методи картування потенційної природної рослинності (Kalkhoven, Werf, 1988) та складені численні відповідні карти Європи, Північної Америки й інших частин світу, які, зокрема, мають й офіційне застосування (Küchler, 1964).

Синонімічно до потенційної природної рослинності застосовують термін «потенційний природний біоценоз» (англ.: *potential natural (biotic) community*) (Springer, Holley, 2012) який, очевидно, покликаний розширити трактування потенційної природної рослинності таким чином, щоб охопити інші форми біотичних угруповань – мікробо- та зооценози. Однак слід пам'ятати, що на практиці характеристика біоценозу дуже часто редукується до опису лише його рослинного компонента. Все ж, потенційний природний біоценоз видається більш точним терміном для позначення усієї сукупності природних біотичних властивостей ландшафту. Потенційний природний біоценоз можна визначити як імовірне біотичне угруповання у його пізньосукцесійній стадії розвитку, яке би сформувалося у ландшафті за стабільних фізичних умов і відсутності впливу

людини (Dombois, Ellenberg, 1974; Farris et al., 2010; Moravec, 1998; Ricotta et al., 2002). Потенційні природні біоценози характеризують на підставі фактичних біоценозів пізньосукцесійних стадій, розташованих у малопорушених людиною ландшафтах з подібними фізичними умовами. Концепцію потенційного природного біоценозу як гіпотетичного утворення не слід плутати з поняттям первинного природного біоценозу угруповання, яке було на певній ділянці ландшафту до того, як його змінила людина. У міжнародній геоботанічній літературі таке первинне природне угруповання (фітоценоз) називають реконструйованою природною рослинністю (Moravec, 1998).

Уявлення про потенційний природний біоценоз можуть бути перенесені як на ґрунт, так і на наземний покрив загалом. Отже, потенційний природний ґрунт – це ймовірний зрілий ґрунт, який би сформувався й існував на певній ділянці ландшафту за стабільних поточних фізичних умов і відсутності впливу людини. На малопорушеному людиною територіях потенційний природний ґрунт збігається з фактично наявним ґрунтом. Аналогічно, ПНП позначає ймовірні властивості зрілих біоценозу та ґрунту, або іншої наземної субстанції (кам'яного розсипища, піску, води, льоду тощо), які би виникли на ділянці ландшафту за стабільних фізичних умов і відсутності людського впливу. У малопорушеному людиною ландшафті ПНП та ФНП можна розглядати як тотожні.

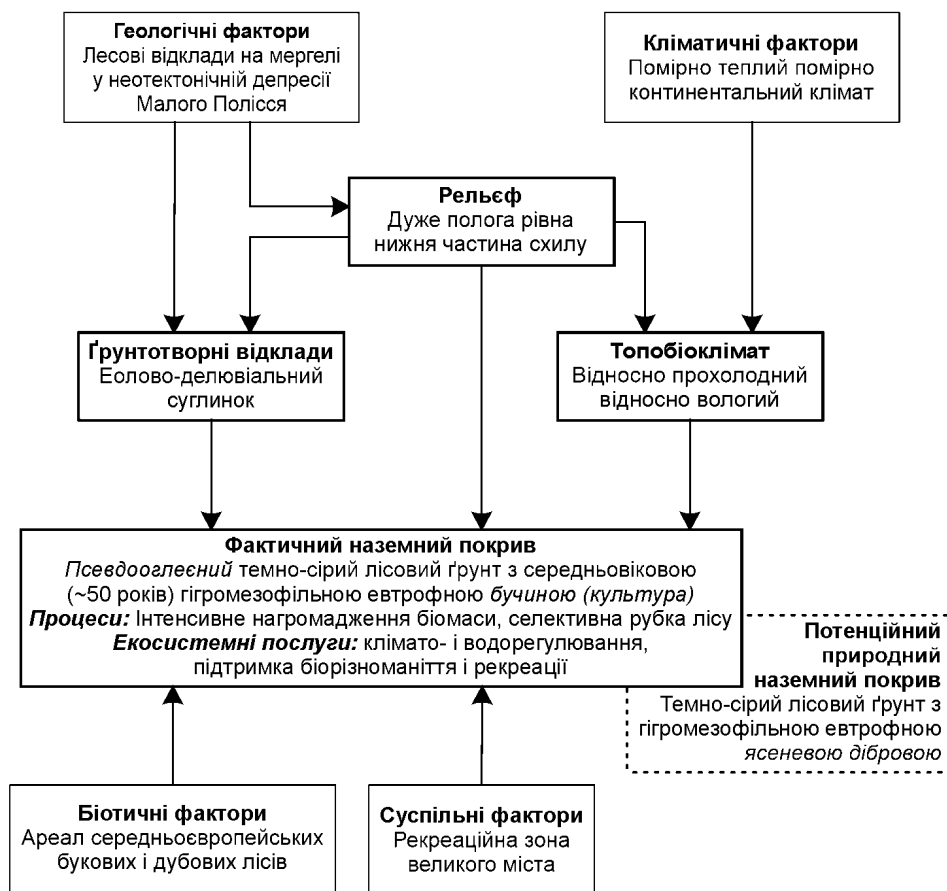
Оскільки наземний покрив становить групу «центральных» компонентів Б-ГЕС, то його статус, – фактичний або потенційний природний, – можна переносити на всю Б-ГЕС. Через це розрізняємо *фактичні Б-ГЕС*, які характеризуємо на підставі їхнього ФНП, та *потенційні природні Б-ГЕС*, або скорочено – *природні Б-ГЕС*, у яких абстрагуємося від людського впливу та розглядаємо винятково природні зв'язки між ПНП та контролюючими компонентами.

Приклад екологічної структури Б-ГЕС.

Проілюструємо генетичні відношення між екологічними факторами і компонентами Б-ГЕС на прикладі елементарного ареалу (екотопу) букового лісу, розташованого в північно-східному секторі зеленої зони міста Львова (координати WGS84: 24,1015° сх. д.; 49,8357° пн. ш.; ■Фото 3.1; ■Рис. 3.2 і 3.4). Фактори Б-ГЕС охарактеризовані за літературними джерелами (Геренчук, 1972; Круглов, 2015), а компоненти – за результатами польового обстеження. Геологічні фактори визначаються положенням на периферії неотектонічної депресії Малеого Полісся безпосередньо біля підвищення Західного Поділля. Протягом пізнього плейстоцену тут відбулась акумуляція лесових відкладів, які перекрили мергелі маастрихтського ярусу. Пізніше ліси зазнали флювіальної денудації, яка триває донині й продовжує формувати ерозійний уступ Поділля. Такі геологічні чинники зумовили компоненти мезорельєфу та ґрунтоутворних відкладів, які представлені, відповідно, нижньою полоугою (близько 3°) частиною схилу ерозійного уступу й еолово-делювіальним лесоподібним суглинком (див. ■Рис. 3.2). Кліматичні фактори характерні домінуванням західного переносу помірно теплого



■ Фото 3.1. Екотоп букового лісу у зеленій зоні м. Львова



■ Рис. 3.2. Приклад екологічної структури конкретної базової геоекосистеми: екотоп букового лісу

вологого атлантичного повітря, через що тут формується помірно континентальний макроклімат з надмірним зволоженням, прохолодним вологим літом та м'якою зимою. Однак топобіоклімат нижніх частин пологих схилів є дещо вологішим та прохолоднішим за фоновий. Це зумовлено акумуляцією схилового стоку (делювіальної вологи) у ґрунтотвірних відкладах і ґрунті та, відповідно, підвищеними латентними тепловтратами, а також температурними інверсіями, які посилюють ефект пізніх заморозків. Лесовий субстрат і помірно вологий клімат значною мірою визначили характер ґрунту як компонента наземного покриву – під пологом широколистяного лісу в таких умовах форму-

ються сірі лісові ґрунти. Оскільки розташування на нижній пологій частині схилу сприяє нагромадженню поживних речовин та дрібнозему, які виносяться стоком з верхньої частини схилу, то у межах досліджуваного екотопу сформувався багатий і потужний темно-сірий лісовий ґрунт. Мікрорельєф цього екотопу слабовиражений хвилястий, а незначний ухил поверхні не створює умов для розвитку інтенсивних флювіальних та гравітаційних геоморфологічних процесів.

Окрім рельєфу, ґрунтотвірних відкладів і топобіоклімату, на компоненти наземного покриву напряму впливають зовнішні біотичні й суспільні фактори (див. ■Рис. 3.2). Оскільки досліджувана Б-ГЕС розташована

на в регіоні середньоєвропейських лісів, то навколо є багато джерел насіння рослин, характерних для цього ареалу: бука лісового, граба звичайного, клена гостролистого, дуба черешчатого, ясеня звичайного, вільхи клейкої тощо. Можна припустити, що за таких флористичних умов на пізньосукцесійній стадії тут повинен сформуватись мішаний широколистяний деревостан за участю видів, які тяжіють до помірно перезвожених багатих місцепробувань: ясеня, дуба, в'яза шорсткого, вільхи. Переважаючим видом міг би бути дуб, який через довгоживучість накопичує значну біомасу, або ясен, який має високу продуктивність у таких місцезростаннях (Kеgг, Cahalan, 2004). Тому потенційний природний лісостан визначили як гігрозомфілну евтрофну ясеневу діброву.

Однак фактичний рослинний покрив представлений середньовіковим одновіковим монодомінантним мертвопокровним буковим лісом. Виглядає, що це є культура, висаджена у другій половині ХХ століття. Бук, який загалом є конкурентнішим за дуб і ясен у зоні вологого помірного клімату, не толерує перезволожений субстрат та чутливий до пізніх заморозків. Тому природне вкорінення цього виду як домінанта в таких екологічних умовах видається малоймовірним. Про вторинне походження лісу свідчить також ґрунт, який має ознаки псевдооглеєння, спричиненого, очевидно, його попередньою сільськогосподарською експлуатацією. Така ситуація зумовлена суспільними факторами – адже досліджуваний екологічний комплекс розташований у зеленій (рекреаційній) зоні великого міста, яка раніше належала сільській громаді. Попри культурне походження, ліс виглядає здоровим і продуктивним, незважаючи на селективні рубки, обґрунтованість яких важко визначити.

Досліджуваний екотоп надає кілька важливих екосистемних послуг (див. ►Розділ 1.3.2). Першочергово це підтримувальні й регуляторні послуги стосовно клімату,

водного балансу та біорізноманіття. Середньовіковий ліс продовжує швидко накопичувати біомасу, а отже – інтенсивно депонувати атмосферний карбон і, відповідно, зменшувати концентрацію CO_2 (провідного парникового газу) в атмосфері. Водночас щільний намет та опад букового лісу зменшує випаровування води з поверхні ґрунту і в такий спосіб сприяє поповненню ґрунтових вод та підтримує стік. На додачу, щільний намет крон дерев і підвищений вміст вологи сповільнюють розігрів поверхні ґрунту через підвищені латентні теплотрати. Хоча середньовіковий монодомінантний буковий ліс є флористично збідненим, він слугує оселищем та сполучною територією (міграційним коридором) для диких птахів і звірів. Ця екологічна функція особливо важлива у межах великої урбанізованої території. Окрім того, екологічний комплекс букового лісу забезпечує культурні послуги – він є місцем рекреації мешканців Львова, через нього проходить пішохідний і велосипедний маршрути.

Екологічна структура Б-ГЕС порівняно з іншими субстанційними моделями ландшафту. За своїм субстанційним обсягом Б-ГЕС моделює ландшафт як інтегративне суспільно-біофізичне утворення, яке може слугувати центральним об'єктом усіх географічних дисциплін – як природничих, так і суспільних. Тому обсяг Б-ГЕС ширший за об'єкти природничого ландшафтознавства – ПТК (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002). Якщо природниче ландшафтознавство і навіть вчення про антропогенні ландшафти (Денисик, Тімець, 2010; Мильков, 1973) оминають згадку про людське населення як складову свого об'єкта, то в екологічній структурі Б-ГЕС людина та артефакти входять до переліку «центральных» компонентів. Це дає змогу за допомогою Б-ГЕС повніше відображати властивості фактичних ландшафтів, перетворених та заселених людьми. Однак подібно до підходів природничого ландшафтознавства (Исаченко, 1991), суспільні чинники Б-ГЕС

розглядаємо як цілком незалежні й такі, що перебувають поза компетенцією геоecологічного дослідження. Якщо не брати до уваги факт ігнорування людського населення, то за своїм ecологічним обсягом фактична Б-ГЕС близька до ідеї антропогенно-модифікованого ПТК (Міллер та ін., 2002) або антропогенного ландшафту (Мильков, 1973). Однак найближчим до концепції фактичної Б-ГЕС є уявлення про ландшафт німецьких геоecологів (Bastian, Steinhardt, 2002) та про природно-антропогенну геосистему (Мухина, 1989), яке відображає не лише природні, але й соціально-економічні функції земної поверхні. Якщо ж ідеться про потенційну природну Б-ГЕС, то вона за своїм субстанційним обсягом цілком збігається з ПТК (Исаченко, 1991) або з «природним простором» німецької геоecології школи Е. Неефа (Naase, 1991).

Концепція Б-ГЕС, на відміну від концепції ПТК (Солнцев, 1960), забезпечує чіткий поділ природних умов на компоненти й на зовнішні фактори ландшафту, а також ураховує суспільні умови як зовнішній чинник. У цьому Б-ГЕС наслідує уявлення східнонімецьких геоecологів про геокомпоненти та геофактори (Хаазе, 1980), а також впорядковує попередні уявлення про механізм генетичних взаємодій між компонентами ландшафту та, відповідно, корегує перелік його ecологічних компонентів. Наприклад, корінні гірничі породи, які утворилися до початку формування теперішнього інваріанта ландшафту, розглядаємо як зовнішній фактор, оскільки поточні ландшафтні процеси не мають зворотного впливу на властивості корінних гірничих порід. Натомість реоліт цих порід, тобто приповерхневі континентальні відклади, є компонентом Б-ГЕС, позаяк вони надалі формуються під впливом поточних ландшафтних процесів. Зовнішні фактори Б-ГЕС визначають особливості ніші ландшафту в розумінні М. Гродзинського (2014). У Б-ГЕС, подібно як у ПТК (Міллер та ін., 2002; Солнцев, 1960, 1973), групу контрольованих

компонентів (вивід) формують біотичні та суспільні властивості наземного покриву – вони є продуктом абіотичних контролюючих компонентів та біотичних і суспільних зовнішніх факторів (вводів). Оригінальною є концепція наземного покриву як уособлення групи контрольованих компонентів Б-ГЕС, які охоплюють біотичні й суспільні властивості ландшафту, а також похідні від них абіотичні умови, на зразок мікроклімату, водного балансу поверхні та екзогенних геоморфологічних процесів. Тому поняття наземного покриву ширше, ніж ґрунтово-рослинного покриву. Порівняння ФНП та ПНП дає змогу аналізувати антропогенну трансформованість ландшафту – його гемеробіотичний стан (Sukopp, 1976; Walz, Stein, 2014).

3.2. Морфологічна організація Б-ГЕС

Якщо ecологічна організація Б-ГЕС описує генетичні відношення між наземним покривом та іншими субстанційними властивостями ландшафту, то її просторова (морфологічна) організація відображає, яким чином ці відношення розгортаються у двовимірному геопросторі. Оскільки наземний покрив уособлює групу «центральных» ecологічних компонентів Б-ГЕС, то й просторову структуру всієї Б-ГЕС редукуємо до геопросторових структур наземного покриву. За такої умови просторова структура фактичної Б-ГЕС зводиться до геопросторової структури ФНП, а просторова структура потенційної природної Б-ГЕС визначається геопросторовою структурою ПНП.

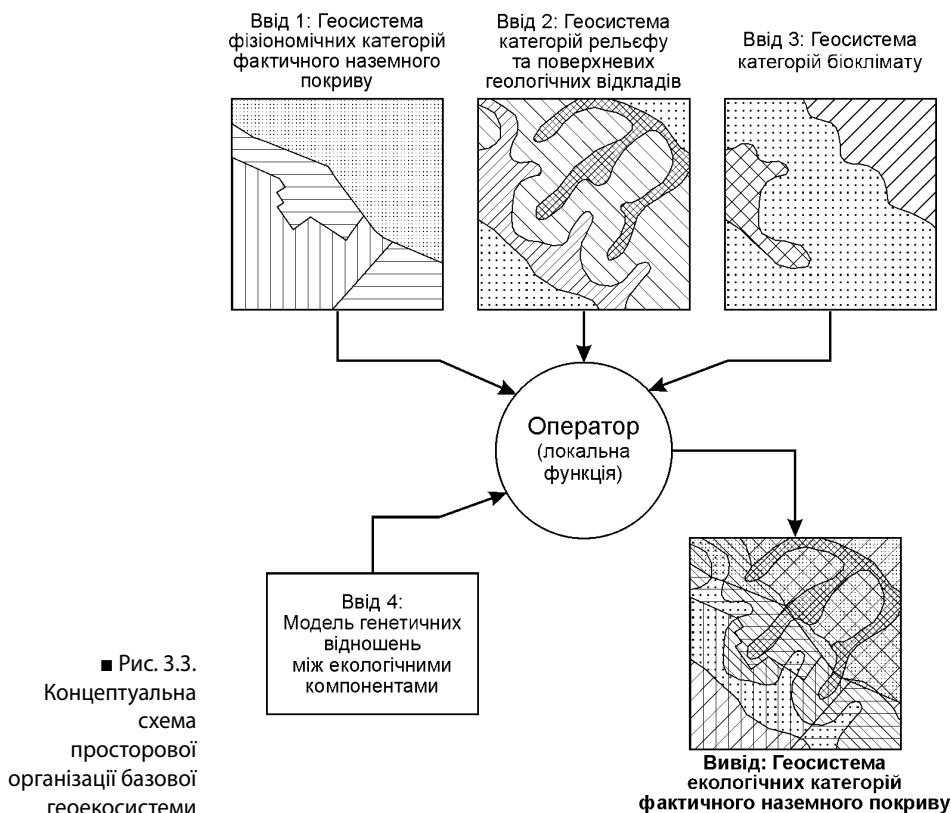
Просторову структуру наземного покриву, як вивід Б-ГЕС, головню делімітують на підставі наявних топографічних та тематичних геоданих. Тому вводами Б-ГЕС звично є кілька дискретних геосистем, які представляють групи найзначущіших ecологічних компонентів: 1) фізіономічні кате-

горії ФНП; 2) категорії рельєфу та (опційно); 3) категорії біоклімату (■Рис. 3.2). Фізіономічні категорії ФНП (хвойний ліс, лука, дисперсна забудова, рілля тощо) є основним джерелом геоданих для делімітації просторових структур Б-ГЕС. Такі категорії ефективно виділяють за даними геотеледетекції (напр. Kuemmerle et al., 2006), топографічними картами або напряму запозичують зі спеціалізованих геопросторових БД, наприклад *CORINE* (EEA, 2007). Однак фізіономія ФНП погано передає геопросторову диференціацію багатьох його екологічних компонентів, як-от ґрунту, геоморфологічних процесів тощо. Тому іншим важливим вводом Б-ГЕС є геосистема категорій рельєфу – його елементів, форм або асоціацій форм. Оскільки рельєф контролює розподіл приповерхневих відкладів (див. ►Розділ 3.1), то така геосистема також відображає просторову структуру ґрунотворних відкладів і властивостей ґрунту, пов'язаних з літогенними характеристиками ландшафту. Геодані про категорії рельєфу отримують через класифікацію ЦМВ або інтерпретацію топографічних карт. Уже інтерпретовану геопросторову інформацію про категорії рельєфу та асоційовані з ним екологічні компоненти можна запозичувати з геоморфологічних карт, карт четвертинних відкладів, або з ґрунтових карт, укладених методом «пластики рельєфу» (Позняк та ін., 2003; McKenzie et al., 2008). Для моделювання ландшафтних комплексів зі значною амплітудою кліматичних умов може бути необхідним додатковий ввід – геосистема категорій біоклімату, яка дає змогу краще передбачати властивості фізичних процесів, ґрунтів та біоценозів, зумовлені цим фактором. Геопросторові відношення між геосистемами-компонентами Б-ГЕС визначають за допомогою локальної функції (див. ►Розділи 1.4 і 2.3), а екологічні відношення – на підставі непросторової генетичної моделі (див. ►Розділ 3.1). Детальніше про джерела даних та методи делімітації просторових структур

Б-ГЕС ітиметься в ►Розділах 3.5 і 5.3.

Просторові структури Б-ГЕС переважно мають геометрію ареалів, але в разі масштабних обмежень окремі компоненти можуть набувати геометрії ліній та пунктів. Через дискретний характер, Б-ГЕС орієнтована першочергово на передачу просторової диференціації категорійних (якісних), а не кількісних, явищ. Приміром, вона відобразить межі елемента рельєфу (напр., нижньої частини пологого схилу), але значення альтитуду в межах цього елемента може передати лише статистично через застосування функції зонального геопросторового поєднання з ЦМВ (див. Розділ 2.3). Через це, а також через інші обставини, про які йшлося у ►Розділі 2.4, Б-ГЕС не може вичерпно відображати просторову диференціацію ландшафту, тож її доповнюють С-ГЕС.

Практичність Б-ГЕС головню полягає в тому, що така модель дає змогу за допомогою інтегративної геосистеми наземного покриття передавати просторову диференціацію основних властивостей ландшафту в їхніх генетичних відношеннях. Отже, один гармонізований міждисциплінарний набір геоданих замінює кілька дисциплінарних наборів геоданих стосовно геологічних, геоморфологічних, біокліматичних, педологічних, геоботанічних та економічних властивостей ландшафту. Такий підхід дає змогу не лише оптимізувати менеджмент та аналіз геоданих, але й підвищити позиційну точність такого аналізу завдяки двом обставинам. По-перше, у процесі гармонізації та об'єднання окремих наборів дисциплінарних геоданих (вводів) у єдиний міждисциплінарний набір (вивід) покращується точність менш достовірних геоданих завдяки їхньому «підпорядкуванню» точнішим геоданим на основі генетичної екологічної моделі. Наприклад, межі ґрунтових класів карти масштабу 1:25 000 уточнили на підставі меж елементів рельєфу, укладених за допомогою топографічної карти масштабу 1:5 000 (Мкртчян, 2003). По-друге, гармо-



нізоване зведення кількох дисциплінарних геоданих у єдиний міждисциплінарний набір запобігає подальшому нагромадженню просторової похибки в багаторазових оверлеях (Bivand, 2008; Neuvelink, 1998) та утворенню дрібних «пограничних» ареалів (Sae-Jung et al., 2008).

Ієрархічна організація просторової структури Б-ГЕС. Детальність відображення компонентів просторової структури залежить від точності (масштабу) геоданих, на підставі яких визначають межі фізіономічних категорій ФНП, елементів рельєфу та фізіономічних категорій верхнього ярусу ФНП. З огляду на масштаб визначають мінімальний ареал картування – граничне мінімальне значення площі або ширини ареалу, яке дає змогу відображати його окремим полігоном на карті, – так, як це є, наприклад, при зніманні ґрунтів (Позняк та ін., 2003; Buol et al., 2011). Однак деталь-

ність висвітлення просторової структури ГЕС може залежати не лише від технічних моментів, але й від уявлення про ієрархічну організованість геопросторових одиниць, яке є в більшості географічних дисциплін (Mitchell, 1991), а особливо – у міждисциплінарному вченні про ландшафт (Анненская и др., 1962; Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002; Bailey, 2009; Bastian, Steinhart, 2002; Christian, Stewart, 1964; Haase, 1991; Mitchell, 1991). Щоправда, М. Гродзинський (2014) вважає доречнішим у цьому випадку вести мову не про ієрархічність, а про таксономічну різноранговість геопросторових одиниць.

Отже, згідно з усталеними поглядами, Б-ГЕС можна також представляти як систему геопросторових одиниць різного рангу – від елементарного, тобто географічно неподільного, ареалу до глобальної екосистеми. Аналіз підходів до виділення та

найменування ієрархічних (таксономічних) ландшафтних одиниць, на які частково зроблені посилання вище за текстом, дає змогу запропонувати гармонізовані критерії делімітації різних просторових рангів Б-ГЕС, а також їхні логічні наукові назви.

Критерієм ранжування просторових структур Б-ГЕС обрано розмірність форм рельєфу як властивість провідного

та найстабільнішого екологічного компонента. Такий підхід загалом наслідують уявлення про ієрархічність ПТК школи Н. Солнцева (Анненская и др., 1962; Геренчук, 1981). У геоморфології наявна ієрархічна класифікація форм рельєфу – від найдрібніших нерівностей земної поверхні, утворених, наприклад, кротовинами – нанорельєфу, до океанічних западин та континенталь-

■ Таблиця 3.1. Розмірність ієрархічних одиниць рельєфу (за: Dikau, 1989 з уточненнями та доповненнями)

Розмірність рельєфу	Порядок площі (м²)	Порядок ширини (м)	Порядок амплітуди висот (м)	Приклад
Мегарельєф	$>10^9$	$>10^5$		Східноєвропейська рівнина
Макрорельєф	10^6-10^{12}	10^3-10^6	10^0-10^4	Горбогір'я Західного Поділля
Мезорельєф	10^3-10^8	10^1-10^4		Схил пасма
Мікрорельєф	10^0-10^4	10^0-10^2	$10^{-1}-10^1$	Зсувна тераса на схилі
Нанорельєф	$10^{-3}-10^1$	$10^{-2}-10^1$	$<10^{-1}$	Вітровальний горб або западина

■ Таблиця 3.2. Ієрархія просторових структур базової геоєкосистеми (Б-ГЕС) (за: Круглов 2016)

	Геопросторова розмірність	Екологічні одиниці	Топографічні одиниці	Геоморфологічні одиниці
0	Сублокальна	Екон	Нано- та мікрорельєф	Морфоскульптури IV-V порядків
1	Локальна	Екотоп (один ареал наземного покриття)	Елемент форми мезорельєфу	Морфоскульптура III порядку
2		Мікроекохора (більше, ніж один ареал наземного покриття)		
3		Мезоекохора	Форма мезорельєфу	Морфоскульптура II порядку
4		Макроекохора	Асоціація форм мезорельєфу	Морфоскульптура I порядку
5	Регіональна	Мікроекорегіон	Елемент форми макрорельєфу	Морфоструктура III порядку
6		Мезоекорегіон	Форма макрорельєфу	Морфоструктура II порядку
7		Макроекорегіон	Асоціація форм макрорельєфу	Морфоструктура I порядку
8		Мегаекорегіон	Елемент форми мегарельєфу	Морфотектура III порядку
9	Субглобальна	Супермегаекорегіон	Форма мегарельєфу	Морфотектура II порядку
10		Континентальний/океанічний екорегіон	Асоціація форм мегарельєфу	Морфотектура I порядку
11	Глобальна	Екосфера	Топосфера	Геоморфосфера

них виступів, зумовлених тектонікою літосферних плит – мегарельєфу. Поміж цими двома екстремальними класами виділяють проміжні ієрархічні категорії: мікрорельєф, мезорельєф, макрорельєф. Р. Дікау (Dikaу, 1989), опираючись на дані геоморфолога Ф. Анхерта, метризував ієрархічні одиниці рельєфу (■ Таблиця 3.1).

До того ж, геоморфологи розрізняють три категорії форм рельєфу, відмінні не лише за розміром, але й за генезисом – морфотекури (геотектури), морфоструктури та морфоскульптури (Герасимов, Мещеряков, 1967). Ці три фундаментальні розмірно-генетичні категорії рельєфу асоціюємо з ієрархічними класами форм рельєфу, а також трьома просторовими розмірностями географічних об'єктів – субглобальною, регіональною й локальною. **Субглобаль-**

ний просторовий рівень представляє мегарельєф морфотектур. Його пов'язують з планетарними чинниками, – тектонікою літосферних плит, – і він охоплює цілі платформні та орогенні області океанічних западин і континентальних виступів. **Регіональному просторовому рівню** відповідає макрорельєф морфоструктур, який зумовлюють відмінності в неотектонічному режимі й літології приповерхневих порід. **Локальний просторовий рівень** пов'язують з мезорельєфом морфоскульптур, який є продуктом екзогенних геоморфологічних процесів – денудації й акумуляції відкладів під впливом чинників гіпергенезу. Форми мікро- та нанорельєфу, які також належать до морфоскульптурного рельєфу, є занадто малими, щоб бути географічними об'єктами, але їх можна характеризувати як атри-

Порядок площі (м ²)	Приклад 1 (рівнини)	Приклад 2 (гори)
10 ² -10 ⁴	Город на слабонахилений поверхні делювіального схилу	Високотравне угруповання у мікропониженні днища реліктового гляціального цирку
10 ³ -10 ⁶	Сільські двори на випуклій нижній частині пологого делювіального схилу	Лучні угруповання у днищі реліктового гляціального цирку
	Сільські двори та луки на випуклій нижній частині пологого делювіального схилу	Лучні та гірськососнові угруповання у днищі реліктового гляціального цирку
10 ⁴ -10 ⁷	Луки та сільська забудова на схилі лесової гряди	Альпійсько-субальпійські лучні та чагарникові угруповання стінок та днища реліктового гляціального цирку
10 ⁵ -10 ⁸	Рілля, луки та сільська забудова на лесовій гряді	Альпійсько-субальпійські лучні та чагарникові угруповання комплексу реліктових гляціальних цирків
10 ⁶ -10 ⁹	Агроценози та поселення лесової пониженої височини Пасмового Побужжя	Ліси та луки флішового підвищеного середньогір'я Полонин Чорногори
10 ⁷ -10 ¹⁰	Соснові і дубові ліси, агроценози та поселення зандрової пониженої височини Малого Полісся	Ліси та луки підвищеного середньогір'я флішових полонин Східних Карпат
10 ⁸ -10 ¹¹	Окультурений біом широколистяних лісів лесової височини Волино-Поділля	Ліси та луки низько- та середньогірних Флішових Карпат
10 ⁹ -10 ¹²	Окультурені тундрові, лісові та степові біоми Східноєвропейської рівнини	Ліси та луки середніх Карпатських гір
10 ¹⁰ -10 ¹³	Окультурені біоми платформних рівнин Європи	Окультурені біоми гір Альпійського орогену Європи
10 ¹¹ -10 ¹⁴	Природні та культурні біоми Євразії	
5.1*10 ¹⁴	Водні та суходільні біоми Землі	

бути географічних об'єктів – тобто як компоненти екологічної структури.

Згідно з підходом Р. Дікау (Dikaу, 1989), для кожної із географічних розмірностей рельєфу (мезо-, макро-, мега-) так само можна виділити по три ієрархічні складові: елемент рельєфу, форму рельєфу та асоціацію форм рельєфу. Об'єднання складових нижчого ієрархічного рівня у вищий відбувається на підставі генетичної близькості, яка виражається в подібності морфології й субстрату рельєфу. На підставі такого уклали ієрархію просторових одиниць Б-ГЕС, зведений опис яких відображений у ■Таблиці 3.2. Звернемо увагу, що оскільки геоморфологічні одиниці трьох просторових розмірностей мають принципові відмінності в механізмах формування, про які згадували вище, то можуть виникати «перекривання» (незбіг меж) при накладанні цих структур одна на одну, що призводить до «розмивання» принципу чіткої вкладеної ієрархії форм рельєфу та, відповідно, просторових структур Б-ГЕС.

Екотоп і екон. Найнижчою за рангом просторовою одиницею Б-ГЕС є *екотоп*. Цей термін був запропонований понад сотню років тому для позначення сукупності абіотичних чинників біоценозу (Высоцкий, 1913), але зі середини XX століття його почали застосовувати європейські ботаніки й геоекологи як найдрібнішу географічну екологічну одиницю (Дідух, 2005; Дідух, Кузьманенко, 2010; Leser, 1984; Löffler, 2002; Neef, 1970; Schmithüsen, 1948; Sørensen, 1936; Steinhardt et al., 2011; Tansley, 1939; Troll, 1950). У такому значенні він увійшов у підручники з ландшафтної екології (Forman, 1995; Steinhardt et al., 2011). Оскільки наявні визначення екотопу не акцентують на критеріях проведення його меж, пропонуємо нашу інтерпретацію цієї просторової одиниці геоекології.

Екотоп – це базова (найдрібніша) просторова ієрархічна одиниця Б-ГЕС локального рівня, межі якої визначає поширення однієї категорії наземного покриття

в межах одного елемента мезорельєфу. Отже, екотоп є найдрібнішою екосистемою географічної розмірності. Можна розрізняти *фактичний екотоп* як просторову одиницю *фактичної Б-ГЕС*, границі якого визначає поширення певної категорії ФНП у межах відповідного елемента мезорельєфу. Межі *потенційного природного екотопу* як просторової одиниці *природної Б-ГЕС* характерні поширенням однієї категорії ПНП (див.►Розділ 3.1). Переважно межі потенційного природного екотопу збігаються з усім елементом мезорельєфу як провідним компонентом Б-ГЕС. Щоправда, у ландшафтах з великими біокліматичними амплітудами (наприклад, у гірській місцевості), на одному протяжному елементі мезорельєфу може бути більше ніж один біокліматичний ареал, та, відповідно, більше ніж один ареал ПНП і потенційного природного екотопу. У межах одного потенційного природного екотопу може перебувати більше ніж один фактичний екотоп. Водночас на межах елементів мезорельєфу границі потенційного природного й фактичних екотопів збігаються (■Рис. 3.4).

Мінімальний розмір екотопу (його площа та лінійні виміри) обмежується мінімальними розмірами ареалу ФНП або елемента мезорельєфу, які повинні мати географічну розмірність. Тут важко знайти якийсь надійний формальний критерій, але наш досвід детального картування засвідчує, що йдеться про мінімальну площу у 10^3 - 10^4 м² та мінімальну ширину у 10-100 м (див.■Таблиці 3.1 та 3.2). Ще важче судити про можливі максимальні площі екотопів – можна припустити, що на окремих дуже рівних ділянках вони можуть сягати десятків та більше квадратних кілометрів. Наприклад, площа абсолютно пласкої рівнини Салар де Уюні в Болівії, яка утворилася на місці озера і складена сіллю, перевищує 10^9 м². Можливо, ця рівнина є одним гігантським елементом мезорельєфу та, відповідно, одним екотопом, оскільки на ній відсутні будь-які перегиби рельєфу та інші наземні

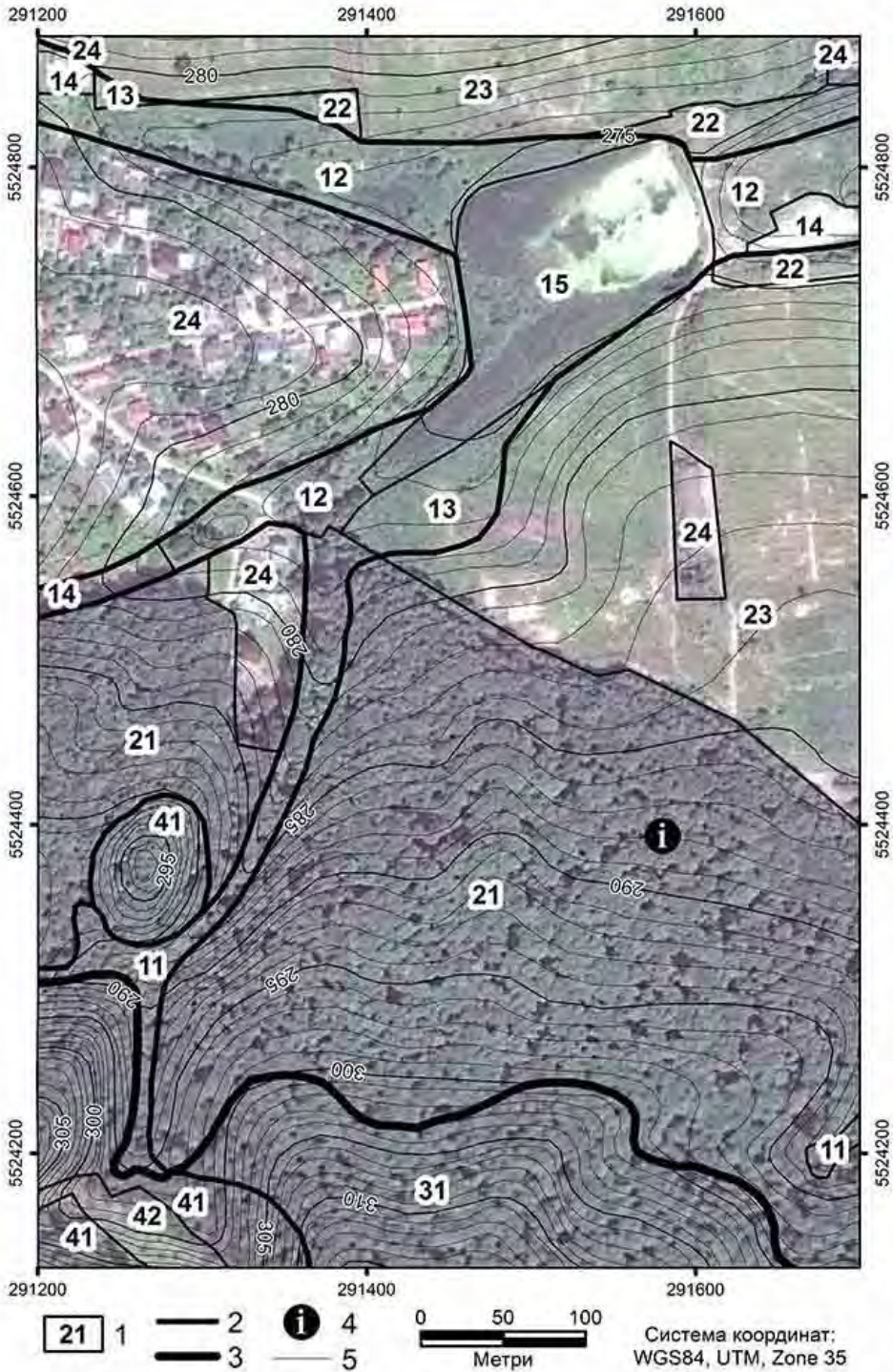
покриви, окрім солі, які би дали змогу розділити цю однорідну площину на більшу кількість геоморфологічних та геоecологічних одиниць. Тому поданий у ■Таблиці 3.2 діапазон площі елементів мезорельєфу та, відповідно, екотопів має орієнтовний характер.

Незважаючи на те, що екотоп є найнижчою за рангом одиницею Б-ГЕС, він може бути просторово неоднорідним як за геоморфологічними та, відповідно, геологічними й мікрокліматичними умовами, так і за структурою наземного покриву. Розміри гетерогенних просторових компонентів екотопів можуть бути дуже малими (наприклад, вітровальна ділянка в лісі площею 200 м²), тож їх неможливо відображати як площинні геооб'єкти навіть на детальних картах. Водночас така субтопічна гетерогенність може мати важливе значення, оскільки, наприклад, детальна польова інформація про ecологічну структуру ландшафту, його вертикальну просторову структуру та процеси, приурочена першочергово саме до таких субгеографічних ареалів. Наприклад, геоботанічна пробна площа, на якій збирають польові дані про видову й вертикальну структури рослинного покриву, коливається від 200-500 м² для деревостанів і до 0,1-1 м² для лишайникових угруповань (Dombois, Ellenberg, 1974). Якщо ж вести мову про ґрунтові дані, отримані з розрізів, то вони характеризують педони – елементарні ґрунтові тіла площею 1-10 м² (Haase, 1968; Soil Survey Division Staff, 1993). Водночас ґрунтові умови екотопів відображають педотопи – поєднання педонів, які утворюють елементарні географічні ґрунтові ареали (Haase, 1967).

З огляду на це, цілком доцільною й помічною видається концепція **екона** як геоecологічної аналогії ґрунтознавчого уявлення про педон, запропонована Й. Лёффлером (Löffler, 2002). Саме екон, подібно до педона у ґрунтознавстві, є об'єктом детальних польових досліджень ландшафту, зосереджених на виявленні еволюційних

(генетичних) та функціональних відношень між ecологічними компонентами й компонентами вертикальної просторової структури Б-ГЕС. Прикладами еконів можуть бути гігрофільні екосистеми суфозійних мікропонижень і агроценози плаского лесового вододілу, на якому розташовані ці мікропониження. Еконами є бровки терас, стінки та днища невеликих ярів, проміїни тощо зі своїм специфічним субстратом, мікро- та нанокліматом, режимом зволоження й відповідними біотичними компонентами. Як екони інтерпретуємо також антропогенні структури наземного покриву – наприклад, окремими еконами може бути будинок, заасфальтована автостоянка або газон. У нашому випадку будівлі та інші техногенні структури розглядаємо як антропогенні аналоги природних об'єктів. Отже, **екон – це субгеографічна (сублокальна, субтопічна) одиниця просторової структури Б-ГЕС, яка є основним об'єктом детального польового / експериментального дослідження відношень між ecологічними властивостями, а також вертикальної просторової організації ландшафту як екосистеми**. Додамо, що під час експедиційних геоecологічних досліджень межі еконів переважно не картують – фіксують лише координати центроїдів та лінійні розміри й конфігурації пробних площ (Круглов та ін., 2012).

Екохори. Цей термін позначає діапазон локальних ієрархічних просторових структур, складніших за екотоп. Термін «екохора», який був запропонований голландськими дослідниками (Klijn, Haes, 1994), пізніше перейняли німецькі геоecологи (Bastian, Steinhardt, 2002; Steinhardt et al., 2011) та українські геоботаніки (Дідух, 2005) для позначення поєднань екотопів. Він є адаптацією уявлення про геохору як гетерогенну ландшафтну одиницю німецької геоecології (Хаазе, 1980; Haase, 1991). На відміну від складного та багатоваріантного німецького підходу до делімітації екохор / геохор різних ієрархічних рангів



■ Рис. 3.4. Карта екотопів північно-східної околиці Львова (за: Мкртчян, 2003, сильно змінено і доповнено)

■ Таблиця 3.3. Характеристики екотопів північно-східної околиці Львова (див. Рис. 3.4)

Індекс на карті	Рельєф та ґрунтотворні відклади	Біо-клімат	Фактичний наземний покрив	Потенційний природний наземний покрив
11	Пласкі днища долин потоків і вибалків, складені алювіально-делювіальним суглинком	Помірно теплий помірно вологий дубових і букових лісів	Гігрофільний евтрофний середньовіковий чорновільховий ліс на лучно-болотному ґрунті	Гігрофільний евтрофний чорновільховий ліс на лучно-болотному ґрунті
12			Вторинна гігромезофільна евтрофна різнотравна лука з чагарниками на дренажному лучно-болотному ґрунті	
13			Гігромезофільні евтрофні луки, сади та городи на дренажному лучно-болотному ґрунті	
14			Садібна малоповерхова забудова на техногенному ґрунті	
15			Став	
21	Плогі (0-5°) нижні частини схилів, складені еолово-делювіальним лесоподібним суглинком		Вторинний гігромезофільний евтрофний середньовіковий буковий ліс на темно-сірому лісовому псевдооглеєному ґрунті	Гігромезофільний евтрофний ясеневодубовий ліс на темно-сірому лісовому ґрунті
22			Вторинна мезофільна евтрофна різнотравна лука з чагарниками на дренажному темно-сірому лісовому ґрунті	
23			Мезофільні евтрофні луки, сади і городи на дренажному темно-сірому і техногенному ґрунтах	
24			Садібна малоповерхова забудова на техногенному ґрунті	
31	Слабоспадисті (5-10°) верхні частини схилів, складені еолово-делювіальним лесоподібним суглинком		Мезофільний мезотрофний середньовіковий буковий ліс на сірому лісовому ґрунті	Мезофільний мезотрофний грабовобуковий ліс на сірому лісовому ґрунті
41	Сильноспадисті (10-20°) верхні частини схилів, складені елювіально-делювіальним щебенистим суглинком-супіском		Олігомезотрофний ксеромезофільний середньовіковий буковий ліс на ясно сірому лісовому змитому ґрунті	Олігомезотрофний ксеромезофільний буковий ліс на ясно-сірому лісовому ґрунті
42			Вторинна олігомезотрофна ксеромезофільна злакова лука на ясно сірому лісовому змитому ґрунті	

Умовні позначення: 1 – межі та індекси фактичних екотопів; 2 – межі потенційних природних екотопів / мікроекохор; 3 – межі макроекохор / екорегіонів; 4 – пункт польового опису екологічної організації екотопу букового лісу (див. Розділ 3.1; Фото 3.1, Рис. 3.2); 5 – ізогіпси, проведені через один метр.

Характеристики фактичних і потенційних природних екотопів наведені у Таблиці 3.3.

Тлом карти є космозображення від 18.08.2016 з інтернет-ресурсу *Google Earth*

на підставі аналізу їхньої внутрішньої екологічної структури (Naase, 1991), ми однозначно пов'язуємо межі екохор з границями форм та асоціацій форм мезорельєфу.

Усередині екохор можуть бути доволі значні відмінності у геоморфологічних та місцевих кліматичних умовах, які зумовлюють географічну неоднорідність ПНП. Діяльність людей та природні дистурбації ще більше ускладнюють просторову структуру цих Б-ГЕС, оскільки на різноякісні природні ландшафтні ареали накладається мозаїка землекористування, яка спричинює подальшу фрагментацію ФНП. Отже, *екохори – це просторові ієрархічні одиниці Б-ГЕС локального рівня, які поєднують різні категорії наземного покриву в межах елементів, форм або асоціацій форм мезорельєфу*. За таких критеріїв мікроекохори відповідають елементам мезорельєфу, мезоекохори – формам мезорельєфу, а макроекохори – асоціаціям форм мезорельєфу (див. ■Таблицю 3.2). Нагадаємо, що елементи, форми та асоціації форм мезорельєфу розглядаємо не лише як топографічні (морфографічні) одиниці, але й як морфогенетичні єдності – тобто як складові морфоскульптури, які утворені одним спільним чинником екогеоморфогенезу. Так само, як і у випадку з екотопами, можна розрізняти *фактичні екохори*, які характеризують мозаїки ФНП, та *потенційні природні екохори*, які відображають поширення ПНП. Просторові межі потенційних природних та фактичних екохор збігаються (див. ■Рис. 3.4).

Просторові структури Б-ГЕС сублокального й локального рівнів – від екону до макроекохори – чітко підпорядковані принципу вкладеної ієрархії, згідно з яким одиниця нижчого рангу може перебувати в межах лише однієї одиниці вищого рангу. З огляду на це, у запропонованих визначеннях екохор опущене, як само собою зрозуміле, твердження про те, що вони складаються з Б-ГЕС нижчих просторових рангів. Трапляється, що одиниця вищого рангу

містить у собі лише одну одиницю нижчого рангу – але це не суперечить логіці вкладеної ієрархії. Відсутність прив'язки до нижчих одиниць вказує на те, що делімітацію екохор можна робити напряду – оминаючи процедуру виділення та групування екотопів. Це важливо у більшості практичних випадків, коли обмеженість у ресурсах і точності базових матеріалів не дає змоги відображати елементи мезорельєфу та дрібні ареали ФНП, які формують екотопи. На ■Рис. 3.5 наведений приклад карти макроекохор, виділених напряду на підставі великомасштабних геоданих.

Оскільки екохори є географічно неоднорідними ландшафтними одиницями, то необхідно звертати увагу, яким чином передавати цю неоднорідність у процесі опису екологічних компонентів. Найпростіший спосіб – це редукувати властивості екохори до властивостей домінантного за площею (у цій екохорі) класу екотопів. Інший, точніший, варіант полягає в описі основних класів екотопів, які формують екохору. Для цього можна використати підхід на основі концепції катени (Позняк та ін., 2003; Gerrard, 1982). За наявності даних можна також обрахувати співвідношення площ різних одиниць нижчих рангів, а також статистично охарактеризувати екохори на підставі кількісних геоданих – наприклад, навести середні значення та стандартні відхилення ухилів поверхні, сум активних температур тощо (Kruhlov et al., 2008b). Щоправда, на практиці, коли картування екохор здійснюється «зверху», тобто без першочергового виявлення екотопів, надійних кількісних даних щодо внутрішньої неоднорідності цих екохор немає. У такому випадку можна обмежитися даними щодо морфометрії, отриманими з ЦМВ, та щодо фізіономічних класів наземного покриву, які відносно легко здобути автоматизованою класифікацією спектрзональних космозображень (Campbell, Wynne, 2011; Schowengerdt, 2006).

Екорегіони. На відміну від маловжи-

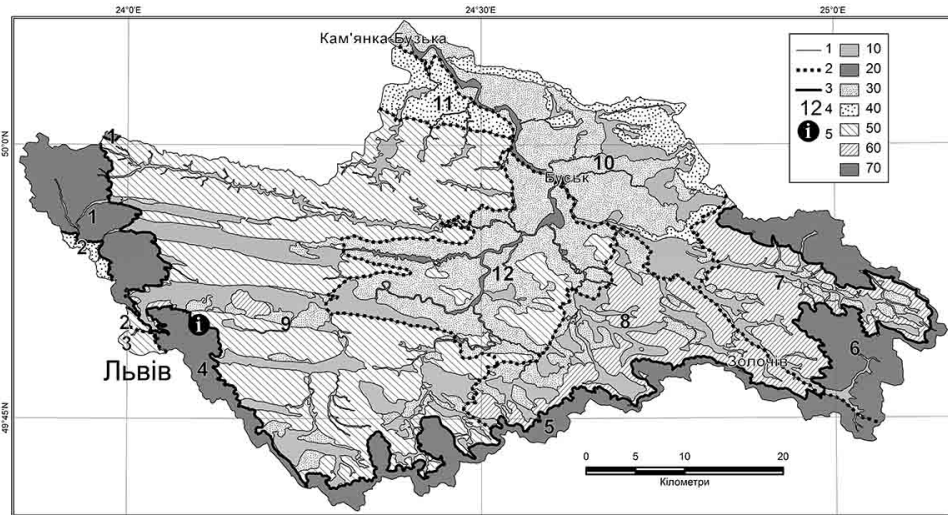
ваного слова «екохора», термін «екорегіон» міцно увійшов не лише в науку, але й у практику природоохоронної діяльності. Наприклад, WWF дещо аморфно визначає екорегіон як «велику ділянку суходолу або води, яка охоплює географічно виразне поєднання видів, природних угруповань та умов довкілля» (<https://www.worldwildlife.org/biomes>. Прочитано 13.09.2019). Термін був запроваджений американськими дослідниками для позначення дуже великих субконтинентальних екологічних формацій, які виділяють на підставі доволі розпливчастих зонально-азональних еокліматичних та фітоценотичних критеріїв. Крім того, екорегіони поділяють на рівнинні та гірські. Самі прибічники такого підходу погоджуються, що межі екорегіонів у такому трактуванні проводять досить неточно (Bailey, 1983, 2009; Bailey et al., 1994; Omerik, 2004).

Ми пропонуємо конкретизувати це уявлення і розуміти під екорегіонами гетерогенні ГЕС регіональної та субглобальної розмірності, які виділяють на підставі морфоструктурних та морфотектурних критеріїв. *Екорегіони – це просторові ієрархічні одиниці Б-ГЕС регіонального або субглобального рівня, які поєднують різні категорії наземного покриття в межах морфотектонічних структур.* Дрібніші морфотектонічні одиниці – морфоструктури, які виокремлюють на підставі макрорельєфу, – є основою власне регіональних Б-ГЕС: мікро-, мезо- та макроекорегіонів (див. ■Рис. 3.5). Більші морфотектонічні одиниці – морфотектури, які відповідають мегарельєфу, – покладені в основу субглобальних Б-ГЕС: мегаекорегіонів, супермегаекорегіонів та континентальних і океанічних екорегіонів (див. ■Таблицю 3.2).

Екорегіони відзначаються неоднорідністю локальних екологічних умов, зумовлених як відмінностями у мезорельєфі, так і в локальному кліматі, а у випадку мегаекорегіонів – навіть у макрокліматі.

Здебільшого екологічні властивості навіть дрібних екорегіонів (мікроекорегіонів) не виправдано редукувати до характеристик якогось одного домінантного екотопу – так, як це можна ще робити для екохор. Тому екорегіони переважно доповнюють та інтегрують геоекологічні дані, представлені на рівні екотопів і екохор (напр., Круглов, 2015, див. ■Таблицю 3.5). Неоднорідність екорегіонів можна характеризувати на підставі статистичної екологічної інтерпретації даних щодо морфометрії, отриманих за допомогою ЦМВ, та щодо фізіономічних класів наземного покриття, здобутих через геотеледетекцію (Круглов, 2005, 2008; Круглов та ін., 2013).

Екосфера. Цей надзвичайно вдалий термін був запропонований Л. Коулом (Cole, 1958) та широко введений у наукову експлуатацію Р. Гагеттом (Huggett, 1995, 1999) для позначення глобальної екосистеми. Він покликаний замінити терміни «біосфера» (Bradbury, 1999) та «геобіосфера» (Walter, 1994), які екологи вживають у сенсі планетарної екосистеми. Крім того, впровадження поняття екосфери усуває двояке трактування терміна «біосфера» й обмежує його позначенням глобального біоценозу (Huggett, 1999). Отже, екосфера є найбільшою просторовою структурою Б-ГЕС, яка відповідає планетарному рівню. *Екосфера – це глобальна Б-ГЕС.* Екосферу розглядаємо як диференційовану на екорегіони субглобальної розмірності, – на континенти та океани, гори орогенів та рівнини платформ, – кожен з яких має свою мозаїку наземних покривів. Це дає змогу вивчати процеси енергетичного й речовинного обміну між екосферою й атмосферою (Betts et al., 1996; Krinner et al., 2005; Xue et al., 1991), а також процеси в самій екосфері, зумовлені як природними, так і суспільними чинниками. Йдеться про динаміку наземного покриття (Lambin et al., 2001; Meyer, Turner, 1994) під впливом, наприклад, глобальної зміни клімату (Archer, 2011) або міжнародних політичних рішень щодо запровадження



■ Рис. 3.5. Карта потенційних природних макроекокор та екорегіонів Басейну Верхнього Західного Бугу (за: Круглов, 2015)

1 – межі класів макроекокор; 2 – межі індивідуальних мікроекорегіонів; 3 – межі індивідуальних мезоекорегіонів; 4 – індекси мікроекорегіонів; 5 – розташування ділянки, зображеної на ■Рис. 3.4; 10-70 – класи макроекокор. Легенда класів макроекокор – у ■Таблиці 3.4, а індивідуальних екорегіонів – у ■Таблиці 3.5.

■ Таблиця 3.5. Характеристики потенційних природних екорегіонів Басейну Верхнього Західного Бугу (за: Круглов, 2015)

Ін-декс ¹	Власні назви мікроекорегіонів	Типологічні назви мікроекорегіонів	Власні та типологічні назви мезоекорегіонів
1	Львівське Розточчя	Букові ліси лесових горбогір'їв	Розточчя – букові та соснові ліси піщано-лесових горбогір'їв та горбистих рівнин
2	Верецьцько-Полтвинська рівнина	Дубові ліси лесових хвилястих рівнин	
3	Львівське плато		
4	Давидівське пасмо	Букові ліси лесових горбогір'їв	Західне Поділля – букові та дубові ліси лесових горбогір'їв та горбистих рівнин
5	Гологірське пасмо		
6	Вороняцьке пасмо		
7	Верхобузька рівнина	Дубові та букові ліси денудаційних мергелястих хвилясто-горбистих рівнин	Мале Полісся – соснові та дубові ліси алювіально-флювіогляціальних пласких та хвилястих рівнин
8	Гологірська рівнина		
9	Пасмове Побужжя	Дубові ліси лесових хвилястих рівнин	
10	Буго-Стирська рівнина	Соснові ліси алювіально-флювіогляціальних слабохвилястих рівнин	
11	Кам'янська рівнина		
12	Полтвинська рівнина	Вільхові та дубові ліси алювіальних пласких рівнин	

■ Таблиця 3.4. Характеристики потенційних природних макроекохор Басейну Верхнього Західного Бугу (за: Круглов, 2015)

Ін-декс ¹	Рельєф	Ґрунтотворні від-клади	Ґрунти	Умови зво-ложення / багат-ства субстрату	Потенційна природна рослинність	Площа (га / %)
10	Пласкі днища долин	Торф і алювіальні суглинки	Торфовища, торф'яно-болотні та болотні	Гідрофільні - гігрофільні / евтрофні - мезотрофні	<i>Alneta glutinosae</i>	41 682 / 17,54
20	Річкові заплави	Алювіальні піски-суглинки	Алювіальні та болотні	Гідрофільні - гігрофільні / олігомезотрофні	<i>Saliceta</i>	3 358 / 1,41
30	Низькі річкові тераси	Алювіальні та еолові піски і супіски, зкр. карбонатні	Дернові та дернові карбонатні	Гігромезофільні / оліготрофні - евтрофні	<i>Alneta-Querceta</i> та <i>Querceto-Pineta</i>	50 104 / 21,08
40	Понижені слабохвилясті межи-річчя	Флювіогляціальні та еолові піски супіски	Дерново-підзолисті	Гігромезофільні - мезофільні / оліготрофні	<i>Querceto-Pineta</i>	12 660 / 5,33
50	Середні хвилясті межиріччя	Еолово-делювіальні лесоподібні суглинки	Сірі лісові та чорноземи опідзолені	Мезофільні / евтрофні - мезотрофні	<i>Querceta</i>	64 214 / 27,02
60	Середні хвилясто-горбисті межиріччя	Елювіально-делювіальні карбонатні кам'яністі піски-суглинки	Дернові карбонатні	Мезофільні / евтрофні	<i>Querceta</i> та <i>Fageta</i>	25 229 / 10,62
70	Підвищені горбисті межиріччя	Елювіально-делювіальні лесоподібні та кам'яністі карбонатні суглинки	Сірі лісові та дернові карбонатні	Мезофільні / евтрофні - олігомезотрофні	<i>Fageta</i>	40 388 / 17,00

Площа (га)	САВ ² (м)	СВВ ³ (м)	Частка площі макроекохор (%) ⁴						
			10	20	30	40	50	60	70
11 235	315	35	2,37	0	0	0	0	0	97,63
1 017	303	14	5,97	0	0	68,75	25,28	0	0
823	328	17	1,53	0	0	0	98,47	0	0
4 822	321	44	0	0	0	0	0	0	100
11 559	347	54	0,42	0	0	0	0	0	99,58
13 817	356	40	4,34	0	0	0	0	0	95,66
17 259	276	17	20,89	0	12,39	0	0	66,72	0
24 861	244	9	27,86	0	21,65	0	0	50,49	0
85 702	246	11	24,42	0	6,03	0	68,25	1,3	0
30 154	220	4	21,85	4,35	51,31	22,49	0	0	0
5 492	216	4	6,16	0	0	93,84	0	0	0
30 894	222	4	7,55	6,47	70,93	0	15,05	0	0

сталого природокористування (UNCED, 1992). Так само, як і Б-ГЕС дрібніших рангів, екосфера є об'єктом соціоекономічних досліджень, пов'язаних з визначенням та оцінкою екосистемних послуг (Balmford et al., 2002; Boumans et al., 2002; Costanza et al., 1997; MEA, 2005).

Просторові структури Б-ГЕС порівняно з дисциплінарними геопросторовими одиницями. Ієрархічні ландшафтні одиниці порівнюють та «координують» з класифікаційними одиницями дисциплінарних об'єктів – геоморфологічними, ґрунтознавчими, геоботанічними тощо (Mitchell, 1991). Очевидно, що такий підхід природний для геоекології як міждисциплінарної науки. Зокрема показовим є уявлення про екотоп як поєднання елементарних просторових одиниць географічних дисциплін – морфо-, педо-, кліма-, гідро-, фіто- та зоотопу (Leser, 1984). Згідно із запропонованою генетичною екологічною моделлю, геопросторовий обсяг усіх цих топів визначають границі наземного покриву.

У рамках цієї концепції варто розкритикувати гіпотезу щодо можливого незбігу меж «топів» як дисциплінарних дискретних просторових одиниць (напр., Гродзинський, 1993; Billwitz, 1998; Naase, 1967). З позицій уявлення про ландшафтний континуум (Нееф, 1974) та про Б-ГЕС як дискретну геопросторову модель диференціації цього континууму, твердження про розбіжності просторових меж окремих екологічних компонентів не має логічних підстав. Адже всі ці межі є продуктом суб'єктивного підходу, який визначається: а) вихідними концептуальними засадами; б) даними, на підставі яких проводять межі; в) методичними прийомами, які застосовують для опрацювання даних (конкретними параметрами, на підставі яких відбувається дискретизація континуальних даних, і суб'єктивізмом дослідника). Наприклад, межі ґрунтового ареалу (педотопу) ідентифікують на підставі топографічного положення (елемента мезорельєфу) та характеру рос-

линності за допомогою ортофотопланів та топографічних карт (Позняк та ін., 2003; Soil Survey Division Staff, 1993). Згідно з таким підходом, межі педо-, морфо- й фітотопу збігаються за визначенням. Іншим прикладом може бути мікроклімат, який пов'язують з поширенням певного класу наземного покриву (Geiger et al., 2003; Yoshino, 1975). Це означає, що межі фіто- або технотопу (напр., забудованої ділянки) визначають кліматоп. Географічні одиниці рослинності (фітотопи) оконтурюють на підставі інтерпретації фізіономічних особливостей верхнього ярусу наземного покриву за аеро- або космозображеннями, і геоботаніки визнають, що ці одиниці ідентичні геоекологічним одиницям (Brohman, Bryant, 2005). Отже, просторових розбіжностей між різними субстанційними компонентами екотопу не може бути як з концептуальних, так і з конкретно-методичних позицій. Тому можливий незбіг меж різних ландшафтних «топів» – це не «об'єктивна» реальність, а результат неточності відповідних дисциплінарних геопросторових моделей. Нагадаємо, що концепція Б-ГЕС саме й покликана гармонізувати ці дисциплінарні геопросторові моделі та забезпечити їхню сукупну вищу точність.

Водночас навіть у межах одного екотопу (педотопу) можуть бути досить значні відмінності у ґрунтовому покриві, і це вимагає характеризувати його як асоціацію (комплекс), яка складається з двох або більше ґрунтових класів (Позняк та ін., 2003; Soil Survey Division Staff, 1993). Те саме стосується біоценозів. Фітосоціологи іноді виділяють рослинні угруповання дуже незначної площі. Наприклад, Ю. Кобів з колегами (2007) описує цінні альпійські фітоценози в Українських Карпатах, площа яких іноді становить 1-5 м². Це означає, що в межах екотопу, та навіть відносно невеликого екона, можна виділяти більше ніж одне біотичне угруповання. Попри це, екотоп залишається елементарною геопросторовою одиницею, а його внутрішню неоднорід-

ність відображають, за потреби, у характеристиці екологічних компонентів.

Якщо загалом порівнювати ієрархію Б-ГЕС з ієрархіями дисциплінарних геопросторових об'єктів, то очевидним є повний збіг з геоморфологічними одиницями – адже саме вони покладені в основу ранжування Б-ГЕС. Геологія сучасних (четвертинних) відкладів тісно переплітається з геоморфологією й не послуговується якоюсь окремою ієрархічною системою геопросторових одиниць. Тектонічні та, зокрема, неотектонічні структури, а також пов'язані з ними формації приповерхневих порід, є факторами Б-ГЕС, тож саме вони через морфотектоніку визначають ієрархію екорегіонів. Водночас на локальному рівні відсутній зв'язок між ієрархіями корінних геологічних формацій та мезорельєфу як провідного компонента Б-ГЕС через екзогенний, а не ендегенний, генезис останнього. Уточнимо, що відсутність кореляції між цими ієрархічними просторовими одиницями не заперечує впливу корінних відкладів на мезо- та мікрорельєф.

Локальні й регіональні структури Б-ГЕС добре корелюються з ієрархічними одиницями місцевого клімату М. Йошіно, оскільки в основу їхнього виокремлення покладено той самий критерій – розмірність рельєфу (Yoshino, 1975). Що ж до субглобального рівня, то тут макробіокліматичні області Кьоппена-Треварті мають домінуючу широтну орієнтацію (Belda et al., 2014), тож не збігаються з мегаекорегіонами, делімітованими на підставі морфотектур. Б-ГЕС також не збігаються з гідрологічними одиницями суходолу – водозбірними басейнами, які належать до класу трансморфогенних (потоківих) ГЕС (див. ►Роділ 2.3). Водночас на підставі Б-ГЕС виділяють ОГР для геопросторової диференціації параметрів водного балансу поверхні (Flügel, 1995). Ієрархія Б-ГЕС лише на нижчих рівнях збігається з регіональними ґрунтовими одиницями, запропонованими Г. Добровольським (Глазовская, 1981) – ідеться про

ґрунтові райони та округи, які виділяють на підставі єдності рельєфу та ґрунтотворних відкладів. На вищих просторових рівнях, – ґрунтових провінцій, зони, області та поясу, – педологічні регіони повторюють макробіокліматичні структури Кьоппена-Треварті. На локальному рівні мозаїку ґрунтів екохор найкраще характеризують катени як лінійні географічні структури (профілі), які відображають розташування педотопів у мезорельєфі (Позняк та ін., 2003; Gerrard, 1982). Виокремимо працю В. Вілемакера з колегами щодо застосування ієрархічної системи локальних та регіональних ландшафтних одиниць для картування ґрунтів (Wielemaker et al., 2001).

Подібною до ґрунтових географічних структур є ситуація з біогеографічними, зокрема геоботанічними, регіонами. Якщо порівняти ієрархію Б-ГЕС з ієрархією геоботанічних регіональних одиниць, які використовують в Україні (Білик, Голубець, 1977), то очевидно, що збіг спостерігається лише на нижчих рівнях – включно до мезоекорегіону, який приблизно відповідає геоботанічному округу. Геоботанічні одиниці вищих рангів (провінцій й області), підпорядковують макробіокліматичним регіонам Кьоппена-Треварті. Крім того, ареали Б-ГЕС не відображають геопросторову диференціацію біотичних видів, пов'язаних з екотонами – зонами контакту різних категорій наземного покриву. Для цього краще застосовувати трансморфогенні С-ГЕС, які описані в ►Розділі 4.

Границі екотопів частково збігаються з межами суспільних географічних утворень, зокрема землекористувань та землеволодінь – адже саме соціогенний чинник переважно визначає просторову конфігурацію ФНП на низовому ієрархічному рівні. Проте ієрархічні структури Б-ГЕС вищих рангів, ніж екотоп, погано корелюються з політичними, адміністративними, юридичними та господарськими одиницями. Тому у процесі прикладного дослідження, орієнтованого на системи державного та господарського

■ Таблиця 3.6. Співвідношення ієрархії просторових структур базової геоєкосистеми з просторовими одиницями інших геоєкологічних шкіл

№ з/п	Геопросторова розмірність	Трансдисциплінарна геоєкологія	Східноєвропейська геоєкологія	
			(Исаченко, 1991)	(Гродзинський, 2014)
0	Сублокальна	Екон	Фація	Екоїд
1	Локальна	Екотоп, мікроекохора	Підурочище	Геотоп, наноекохора
2		Мезоекохора	Просте / складне урочище	Мікроекохора
3		Макроекохора	Місцевість	Мезоекохора
4	Регіональна	Мікроекорегіон	Ландшафт, ландшафтний район	Макроекохора
5		Мезоекорегіон	Ландшафтна область	
6		Макроекорегіон	Ландшафтна провінція	
7		Мегаекорегіон	Ландшафтна країна	
8		Супермегаекорегіон		
9	Субглобальна	Континентальний / океанічний екорегіон		
10	Глобальна	Екосфера	Епігеосфера	

управління, виникає потреба в інтегуванні властивостей Б-ГЕС на рівні адміністративних або політичних територіальних одиниць (Круглов, 2014; Kruhlov et al., 2008a). Також Б-ГЕС неспроможна відображати особливості економіко-географічного розташування, зумовленої віддаленістю від об'єктів транспортної інфраструктури тощо (Хагетт, 1969). У таких випадках їх потрібно доповнювати суспільними трансформованими С-ГЕС (►Розділ 4).

Просторові структури Б-ГЕС порівняно з іншими міждисциплінарними (геоєкологічними) геопросторовими одиницями. Запропонована ієрархічна класифікація просторових структур Б-ГЕС дещо відрізняється від інших геоєкологічних класифікацій не лише термінологією. Тому є сенс зробити короткий порівняльний аналіз із найвідомішими ієрархічними класифікаціями ландшафтів, які дослідили на підставі опублікованих концептуально-методичних засад та, іноді, картографічних матеріалів (■Таблиця 3.6). Увагу звернули на критерії виокремлення ландшафтних

одиниць та їхню логічність, практичну зручність застосування ієрархій, а також на зручність термінології. Слід також зауважити, що запропонована нами ієрархія Б-ГЕС є значною мірою наслідком попереднього критичного осмислення результатів цього аналізу.

Оскільки критерієм ієрархізації Б-ГЕС є розмірність рельєфу, то вона значною мірою наслідує підхід, характерний для морфології ландшафту школи Н. Солнцева (Анненская и др., 1962) та фізико-географічного районування К. Геренчука (1981), а також для австралійської методики інтегрованих знімачів (Christian, Stewart, 1964). Водночас на всіх ієрархічних рівнях Б-ГЕС відображають інформацію про ФНП, що типово для класифікацій, які ґрунтуються на екосистемному підході (Bailey et al., 1994; Bastian, Steinhardt, 2002; Forman, 1995; Klijn, Haes, 1994; Wiken, 1986). Якщо ієрархізацію Б-ГЕС неухильно здійснюють за єдиним критерієм – розмірністю рельєфу, то в більшості аналізованих класифікацій критерії змінюються. Наприклад, на

Західноєвропейська геоекологія		Геоекологія країн Британської співдружності		Північноамериканська геоекологія	
(Bastian, Steinhardt, 2002)	(Klijn, Haes, 1994)	(Christian, Stewart, 1964)	(Wiken, 1986)	(Bailey et al., 1994)	(Forman, 1995)
Econ	Ecoelement		Ecoelement		
Ecotope	Ecotope	Site	Ecosite	Site	Patch, landscape element, ecotope
Nanochore	Ecoseries	Land unit	Ecosection	Land unit	
Microchore	Ecosection	Land system	Ecosection	Landtype	
Mesochore	Ecodistrict		Ecoregion	Landscape	Landscape
Macrochore	Ecoregion		Ecoregion	Landscape mosaic	
Ecoregion			Ecoregion	Subregion	
			Ecoprovince	Ecoregion	Region

локальному й низовому регіональному рівнях використовують «азональний» геоморфологічний критерій, а на вищих рівнях – «зональний» біокліматичний (Bailey et al., 1994; Wiken, 1986). Голландські дослідники (Klijn, Haes, 1994) взагалі пропонують відмінні критерії на кожному ієрархічному рівні. Особливо складним, навіть заплутаним, є німецький підхід групування одиниць нижчих рангів у вищі (Bastian, Steinhardt, 2002; Naase, 1991). Як згадували раніше (Круглов, 2000), навіть у школі Н. Солнцева початково «чистий» геоморфологічний підхід пізніше «розбавили» критеріями топокліматичної й літологічної однорідності для деяких ієрархічних одиниць – ідеться про підурочище й орокліматичний сектор, які ідентифікують на підставі експозиції, та про стрію як поєднання елементів та форм мезорельєфу різного генезису в межах смуги реоліту флішу однієї літологічної серії (Анненская и др., 1962; Миллер, 1974; Міллер та ін., 2002). Очевидно, що паралельне використання різних критеріїв для ранжування ландшафтних одиниць спричинене

намаганням відобразити в одній ієрархічній системі геопросторові відношення різної генези, які спостерігаємо у ландшафті як полігенетичному утворенні, та в такий спосіб розширити універсальність класифікації. Однак, як справедливо зазначив Д. Арманд (1975), це є порушенням логіки, яке призводить до плутанини. Наприклад, на рівнинах морфоструктурні регіони об'єднують у біокліматичні широтні зони як одиниці вищого порядку, а в горах такі самі морфоструктурні регіони поділяють на висотні біокліматичні зони як одиниці нижчого порядку (напр., Bailey, 2009).

Слід чітко вказати, що застосування розмірності рельєфу як єдиного критерію ієрархізації просторових структур Б-ГЕС, незважаючи на обґрунтованість та логічність, має обмеження, які були проаналізовані в попередньому параграфі – ієрархія Б-ГЕС не може відображати трансморфогенні (потоків) ландшафтні структури, які є основними об'єктами гідрології, регіональної метеорології, зоогеографії й суспільно-географічних дисциплін. Зрештою, цього не

III

може передати й будь-яка інша єдина ієрархія. З позицій системного підходу, правильним рішенням у такій ситуації є застосування мережного поєднання двох або більше комплементарних (взаємодоповнювальних) класифікацій ландшафтних одиниць, на зразок багаторядної, а точніше – багатовимірної, системи одиниць фізико-географічного районування А. Ісаченка (Ісаченко, 1991). У рамках трансдисциплінарної геоекології таку роль виконують різноманітні класи С-ГЕС, які описані в ►Розділі 4.

З огляду на зручність застосування й популяризацію підходу, не останнє місце посідає питання універсальності та гнучкості термінологічного апарату. Прикладом вкрай невдалого застосування термінології є система ієрархічних одиниць «радянського» ландшафтознавства (Анненская и др., 1962; Геренчук, 1981; Гродзинський, Савицька, 2008; Ісаченко, 1991; Міллер та ін., 2002). По-перше, до певного непорозуміння та профанації може призводити використання побутових термінів на зразок «урочище» або «місцевість», для позначення теоретичних наукових об'єктів. Наприклад, термін «урочище» використовують не лише в побутовій мові, але й у законодавстві для позначення однієї з категорій природоохоронних територій (ВРУ, 1992). По-друге, у назвах ієрархічних одиниць не простежується системність – слова латинського та східнослов'янського походження (фація, місцевість, область тощо) мало вказують на зв'язок із загальним об'єктом (ПТК), який, до того ж, зовсім не подібний назвою на «титульний» об'єкт (ландшафт). По-третє, термін «фація», який позначає базову ландшафтну ієрархічну одиницю, має інші значення в геології та геоботаніці. По-четверте, беручи до уваги інтернаціональний характер науки, можна вважати негуманним примушувати писати та особливо вимовляти, не східних слов'ян слово «урочище» (англ.: *urochyshe*) – звернемо увагу, що в англomовному написанні воно має не сім букв, а одинадцять! Попри за-

гальновизнаний міжнародний статус англійської мови, не дуже зручним є й використання англomовних термінів (Bailey et al., 1994; Christian, Stewart, 1964; Mitchell, 1991). Наприклад, виникає проблема, яким чином подавати українською термін «*land facet*» (Mitchell, 1991). Адже його можна просто транслітерувати як «ланд фацет», транслітерувати фонетично як «ленд фесіт», перекласти дослівно як «земельна грань», або перекласти за науковим контекстом як «ландшафтна фація». У двох останніх випадках перекладені терміни зовсім не подібні на оригінали.

Такі міркування залишають безальтернативною добру стару традицію давати науковим поняттям грецькі й латинські назви. Тому зручною видається класична термінологія, якою послуговуються німецькі геоекологи (Bastian, Steinhardt, 2002; Haase, 1991), а також, у дещо відмінній формі, В. Сочава (1978) та М. Гродзинський (2014). Згідно з класичним підходом, «екотоп» та «екохора» позначають локальні ГЕС, а «екорегіон» – регіональні й субглобальні екосистеми. Додаткове позначення рангу екохор та екорегіонів за допомогою префіксів мікро-, мезо-, макро- зручно й чітко вказує на положення геопросторових одиниць в ієрархічному ряді. Ба більше, така система назв може бути легко адаптована у випадку впровадження додаткових проміжних ієрархічних категорій – наприклад, за потреби можна виокремлювати наноекорегіони на підставі морфоструктур IV порядку. Надзвичайно вдалим видається термін «екосфера» для позначення глобальної екосистеми. Він лаконічніший, милозвучніший та зрозуміліший за епігеосферу А. Ісаченка, не згадуючи вже відверто недолугий та архаїчний термін «географічна оболонка», запроваджений П. Броуновим 1910 року (Ісаченко, 1991). «Наскрізне» вживання кореня «еко» підкреслює зв'язок з основним науковим об'єктом (геоекосистемою) й наукою (геоекологією). Окрім того, такі назви зрозу-

міліші для екологів, а також привабливіші для політиків і управлінців.

Тепер порівнюємо геопросторові одиниці за ієрархічними рангами. Як уже згадували, уявлення про екотоп та екон запозичені з німецької ландшафтної екології (Bastian, Steinhardt, 2002; Steinhardt et al., 2011), тож наше тлумачення цих одиниць загалом збігається з німецьким, але відзначається чіткішими критеріями делімітації екотопів. Концепція екотопу як найменшої просторової одиниці подібна до уявлення про фацію ландшафтознавчої школи Н. Солнцева (Анненская и др., 1962; Геренчук та ін., 1975; Исаченко, 1991; Миллер, 1974; Миллер та ін., 2002). Але між цими категоріями є й суттєві відмінності. Фації здебільшого є субгеографічними просторовими одиницями, оскільки їх переважно виділяють на підставі мікро-, а не мезорельєфу. Через це фації школи Н. Солнцева за територіальним обсягом можна прирівнювати до еконів, а екотопи доцільно порівнювати з підурочищами. Екотоп є аналогом геотопу в сенсі М. Гродзинського (2014), який визначає цю ландшафтну одиницю на підставі морфотопу. Він також, вслід за Г. Негрі, використовує поняття екоїда та поліекоїда для позначення просторових фітогенних мікрокомплексів усередині геотопу. Очевидно, що такі екоїди загалом відповідають еконам. Еконам також ідентичні біогеоценози В. Сукачова (1964). У англomовній науці найдрібніші ландшафтні одиниці позначають термінами, які можна перекласти як «місцеположення» (англ.: *site* – Bailey, 1988; Bailey et al., 1994; Christian, Stewart, 1964), «земельна фація» (англ.: *land facet* – Mitchell, 1991), «ландшафтний елемент» (англ.: *landscape element*) або «ділянка» (англ.: *patch* – Forman, 1995). Крім того, у деяких системах виділяють субгеографічні ландшафтні одиниці, подібні до екона, які називають «екоелемент» (Klijn, Haes, 1994) або «земельний елемент» і «земельна підфація» (Mitchell, 1991). Зауважимо, що Р. Форман у словнику ландшафтно-еколо-

гічних термінів, вміщеному в його популярному підручнику, наводить визначення екотопу як елементарної географічної екосистеми (Forman, 1995).

Мезоекохора за просторовим обсягом та критеріями виділення відповідає простому або складному урочищу, а макроекохора – місцевості школи Н. Солнцева (Анненская и др., 1962; Геренчук та ін., 1975; Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991; Миллер, 1974; Миллер та ін., 2002). Щоправда, відмінності можуть спостерігатися в подачі характеристик екологічних компонентів – у геоекологічних дослідженнях більшу увагу звертають на ФНП. Мезо- й макроекохори, у нашій інтерпретації, за рангом приблизно відповідають нано- та мікрохорам східнонімецької геоекологічної школи (Haase, 1991). Однак повного збігу тут немає, оскільки німці виокремлюють нано- та мікрохори на підставі групування екотопів за багатьма критеріями, які можуть бути різними в окремих випадках. У австралійській та британській системах, які, подібно до школи Н. Солнцева, використовують геоморфологічний підхід, аналогами екохор є земельна одиниця (англ.: *land unit*) та земельна система (англ.: *land system* – Christian, Stewart, 1964; Mitchell, 1991).

Мікроекорегіону, як найдрібніший регіональний Б-ГЕС, відповідає ландшафт або ландшафтний район «радянського» ландшафтознавства (Анненская и др., 1962; Исаченко, 1991) та, очевидно, макроекохора в розумінні М. Гродзинського (2014). У німецькій ландшафтній екології найближчим аналогом буде мезохора (Haase, 1991). У англomовних класифікаціях таку розмірність називають по-різному: земельний регіон (Mitchell, 1991), ландшафт, ландшафтна мозаїка, асоціація земельних типів (англ.: *landtype association* – Bailey et al., 1994) або екорегіон (Wiken, 1986). На вищих щаблях регіональної ієрархії наше уявлення про екорегіони повністю корелюється з фізико-географічними таксонами К. Геренчука (1981), а також із «азональними» одиницями Г. Іса-

ченка (Исаченко, 1991) та подібними до них регіонами німецької (Haase, 1991) й англomовної географії (Bailey et al., 1994; Mitchell, 1991; Wiken, 1986). На субглобальному просторовому рівні аналогом мегаекорегіону є ландшафтна країна «радянської» фізичної географії (Геренчук, 1981; Гродзинський, Савицька, 2008; Исаченко, 1991). У американських системах субглобальний рівень представляють екорегіони рангу відділення й домініону (Bailey et al., 1994). Екопровінції та екозони як субглобальні одиниці канадської класифікації екосистем (Wiken, 1986) несумісні з нашими субглобальними екорегіонами, оскільки їх виділяють на підставі областей та зон біокліматичної регіоналізації Кьоппена-Треварті.

Практичні міркування щодо застосування ієрархічних структур Б-ГЕС. Запропонована ієрархія Б-ГЕС, як і інші ієрархічні ландшафтні класифікації, хоча й демонструє розуміння складної просторової організації екосфери, але є занадто громіздкою для ефективного практичного застосування. Відображення на картах границь і характеристик просторових одиниць усіх рангів може бути затратним, надмірним і ускладнювати сприйняття інформації користувачами, непосвяченими у тонкощі геоекології. Звернемо увагу, що дисциплінарні науки, які також мають концептуальні напрацювання щодо ієрархії геопросторових одиниць, не надто послуговуються ними на практиці. Хорошим прикладом є геоморфологічні карти, на яких практично не відображають ієрархію форм рельєфу; і це зовсім не шкодить їхньому змісту.

На процес картування ієрархічних структур впливають певні технічні обставини. По-перше, провідним фактором відображення об'єктів на карті є не їхній ієрархічний статус, а розмір (площа, ширина), який може значно коливатися в межах одиниць одного рангу (див. ■ Таблицю 3.2). Тому на одній карті, детальність якої визначає розмір мінімального картувального ареалу, можуть бути представлені одиниці різного

рангу – наприклад, дрібні екохори (ліс на схилі, розчленованому ярами) та великі екотопи (однорідна лука на пласкій поверхні тераси). По-друге, екологічну структуру ареалів, які відображають гетерогенні одиниці (напр., екохори), здебільшого характеризують як гомогенну – на підставі екотопів переважаючої площі. По-третє, дрібні одиниці, які утворюють велику кількість ареалів, представляють типологічно через генералізацію особливостей їхньої екологічної структури та просторове об'єднання. Згадані обставини позбавляють практичного сенсу намагання детально відобразити повну ієрархію просторових одиниць. Натомість, доцільний спрощений підхід – типологічно картувати без ієрархічної диференціації одиниці нижчих рангів з розмірами, близькими до мінімального картувального ареалу, а також індивідуально картувати просторові структури вищих рангів, розміри яких значно перевищують мінімальний картувальний ареал. Наприклад, можна типологічно відображати локальні Б-ГЕС як просторово гомогенні класи домінантних екотопів, та індивідуально – екорегіони як індивідуальні гетерогенні поєднання різних класів цих екотопів (див. ■ Рис. 3.5; ► Розділ 5.3).

Вертикальна просторова структура Б-ГЕС. Вертикальна структура ГЕС відображає просторовий розподіл екологічних компонентів за вектором гравітації. На підставі поєднань екологічних компонентів у вертикальному профілі наземного покриву виділяють складові вертикальної структури – яруси рослинності й технічних споруд, горизонти ґрунту тощо. Такі морфологічні складові називають по-різному: ярусами екосистеми, біогеоценотичними горизонтами (Бяллович, 1960) або геогоризонтами (Беручашвили, 1986, 1990). Іноді, не цілком послідовно, вертикальною структурою ландшафту називають його екологічну (субстанційну) структуру (напр., Гродзинський, 2014). З огляду на те, що вертикальну просторову будову ландшафту головню вивча-

ють для того, щоб з'ясувати екологічні відношення між компонентами, такі структури, на нашу думку, доцільно називати *екологічними горизонтами (шарами, ярусами)*.

У цій публікації ми не будемо зупинятися на концептуальних засадах делімітації й характеристики екологічних горизонтів – ці питання головно розглядають у рамках біоекології (Сукачев, Дылис, 1964; Kato et al., 1995; Latham et al., 1998; Whittaker, 1975) та фізики ландшафту (Беручашвили, 1986, 1990). Лише зауважимо, що базовою геопросторовою одиницею польового вивчення вертикальної структури Б-ГЕС є екон. Деякі моменти польової фіксації вертикальної структури Б-ГЕС розглянуто в ►Розділі 3.4.

3.3. Динамічна організація Б-ГЕС

Б-ГЕС є дискретною категорійною генетичною моделлю, яка покликана відображати найголовніші інваріантні властивості ландшафту – тобто такі геоекологічні характеристики, які залишаються незмінними у процесі функціонування ландшафту і можуть слугувати основою для делімітації різноманітних дисциплінарних С-ГЕС. Як уже згадували в ►Розділі 2.2, визначення властивостей, які фіксують інваріант ландшафту, є суб'єктивним процесом, на який впливає мета конкретного дослідження. Оскільки наземний покрив є контролюваною групою компонентів Б-ГЕС, яка відображає стан та взаємодію інших компонентів і факторів, то власне його характеристики найзручніше використовувати для фіксації інваріанта як критерію незмінності Б-ГЕС. Це повинні бути базові властивості, які залишаються відносно стабільними щонайменше протягом річного циклу динаміки ландшафту. Першочергово йдеться про фізіономічно виразні властивості стаціонарних компонентів наземного покриття – загальну морфологію техногенних струк-

тур, багаторічного рослинного покриття, мікрорельєфу тощо.

Оскільки *Б-ГЕС є статичною моделлю ландшафту, яка відображає його поточний еволюційний стан*, вона неспроможна передавати поведінку ландшафту, зокрема зміни в його екологічній і просторовій структурах, зумовлені зовнішніми факторами та / або саморозвитком. Для моделювання поведінки ландшафту застосовують різноманітні динамічні С-ГЕС, які доповнюють Б-ГЕС і використовують її компоненти як вводи (див.►Розділ 2.4). Все ж, у рамках Б-ГЕС можна вивчати еволюцію ландшафту за допомогою квазідинамічного підходу, який полягає в порівнянні окремих статичних компонентів наземного покриття, складених для різних еволюційних станів ландшафту (див.►Розділ 2.3; ■Рис. 2.8). Цей підхід реалізується у трьох аспектах.

По-перше, на підставі аналізу екологічної структури Б-ГЕС, окрім фіксації основних рис ФНП, визначають особливості ПНП (напр., Кулачковський, Круглов, 2009). Отже, екологічна структура Б-ГЕС може відображати два еволюційні стани ландшафту – фактичний та потенційний природний (див.■Рис. 3.2; ■Таблицю 3.3). Попри обмежену достовірність, інформація про ПНП може бути надзвичайно корисною для оптимізації й відновлення екосистемних функцій та послуг, зокрема у планах перспективного розвитку територій (Bastian, 2000; Haase et al., 2002; Zerbe, 1998).

По-друге, еволюційну динаміку ландшафту за допомогою Б-ГЕС можна вивчати методом історичних часових зрізів (Жекулин, 1982). Він передбачає створення серії карт Б-ГЕС, які відображають різні історичні (еволюційні) періоди (стани) ландшафту. Ці геодані потім поєднують за допомогою локальної геопросторової функції та виявляють зміни в екологічній і просторовій структурах, які й характеризують еволюційну динаміку ландшафту (див.■Рис. 2.8). Таку динаміку можна вивчати у рамках па-

леогеографії для геологічних відтинків часу (наприклад, для останнього континентального етапу розвитку території, що триває мільйони років) на підставі інтерпретації геологічних даних (напр., Яворський, 2010). Історичну еволюцію ландшафтів протягом останніх сотень років досліджують інтерпретацією історичних документів, зокрема історичних карт (Krouglov, 1999). У рамках трансдисциплінарної геоєкології більше уваги приділяють дослідженням еволюції ландшафтів протягом останніх десятиліть під впливом господарської діяльності, а також глобальних кліматичних та суспільних змін. Для цього переважно використовують архівні аеро- та космозображення, топографічні карти, а також архіви польових досліджень (Круглов та ін., 2013; Smaliychuk, Kruhlov, 2013).

По-третє, окрім історичних часових зрізів, можна будувати зрізи Б-ГЕС для майбутнього – наприклад, у рамках перспективних планів розвитку територій оцінювати зміни екосистемних функцій і послуг (Naase et al., 2002; Kaule, Holz, 2008).

Отже, у фокусі дослідження динаміки ландшафту є еволюція ФНП, на яку впливають суспільство (вирубування лісів, за будова тощо) та природні процеси (зміна клімату, утворення вітровалів та буреломів, заростання зрубів та покинутих сільськогосподарських угідь тощо). Зрозуміло, що Б-ГЕС можуть фіксувати і зміни в геолого-геоморфологічних умовах, зумовлених, наприклад, великими зсувами або гірничими виробками, які модифікують не лише наземний покрив, але й створюють нові форми мезорельєфу. Увагу приділяють головню фізіономічно виразним змінам. Динаміку клімату, геоморфологічних процесів, рослинних популяцій та угруповань, тваринного населення тощо, виявлення якої потребує спеціальних дисциплінарних досліджень, описують за допомогою відповідних С-ГЕС (►Розділ 4). Приклад ретроспективної квазідинаміки лісових Б-ГЕС наведений у ►Розділі 5.5.

3.4. Практичне застосування Б-ГЕС

Практичне значення Б-ГЕС можна розглядати у двох аспектах. По-перше, це пряме застосування екологічних, просторових та квазідинамічних характеристик Б-ГЕС для створення геопросторових баз даних та обґрунтування екосистемного менеджменту конкретних територій. По-друге, це непряме застосування, коли Б-ГЕС слугують основою для делімітації певних дисциплінарних С-ГЕС (►Розділи 2.4, 4 та 5.4-5.6), які також використовують для обґрунтування певних управлінських рішень. Тут розглянемо лише можливості прямого застосування Б-ГЕС у різних сферах природочуйного територіального планування.

Організація геопросторових БД земельних ресурсів. Першочергово концепція Б-ГЕС є корисною для гармонізації й оптимізації геопросторових БД земельних умов і ресурсів, а також їхніх «доцифрових» аналогів – картографічних атласів. Оскільки Б-ГЕС має єдину систему геометричних компонентів, які відображають відносно однорідні ділянки наземного покриву (грунту, рослинності, культурних об'єктів), рельєфу, ґрунтотворних відкладів та клімату, то вона здатна замінити цілу низку дисциплінарних природничих карт (геоданих): геоморфологічну, приповерхневих відкладів, біокліматичну, ґрунтову, потенційної природної рослинності та фактичної рослинності або інших класів фактичного наземного покриву. Окрім зменшення обсягу бази даних, підхід на основі Б-ГЕС забезпечує вищу інтегративну точність цих дисциплінарних геоданих через відсутність нагромадження просторової похибки у процесі оверлейного аналізу (див.►Розділ 3.2). Підхід до організації земельних баз даних на основі Б-ГЕС орієнтований на ГІС-технології і є оптимальним для офіційних кадастрів на зразок Містобудівного (Мінрегіонбуд України, 2013),

а також для забезпечення обміну даними між різними інформаційними системами і кадастрами щодо наземних умов і ресурсів (КМУ, 2013). Питання структури бази даних земельних умов і ресурсів у складі кадастрової інформаційної системи, а також інтеграції дисциплінарних геопросторових даних у такі системи на основі геоecологічного підходу, були опубліковані раніше (Круглов, 1998; Мкртчян, 2003).

Секторальна оцінка земельних ресурсів. Б-ГЕС надають геопросторові дані для оцінки інженерно-геоморфологічних, кліматичних, ґрунтових та геоботанічних умов, які необхідні для планування урбаністичного, сільськогосподарського, лісгосподарського та рекреаційного розвитку територій. Для такої оцінки можна використовувати також дисциплінарні геопросторові дані (карти), однак підхід на основі Б-ГЕС забезпечує повну геопросторову та логічну сумісність екологічної інформації, що важливо для подальшої її інтеграції у комплексні плани територіального розвитку. Інформація про ґрунотворні відклади та мезорельєф, зокрема про фактичні й потенційні геоморфологічні процеси, яку відображають Б-ГЕС, є основою для визначення інженерно-геоморфологічних обмежень у територіальних планах освоєння територій, а також для оцінки придатності території для забудови (Исаченко, 1980; Круглов, 1992; Чалая и др., 1973; Fookes et al., 2007; Mitchell, 1991). Просторові структури Б-ГЕС локального рівня можуть бути ефективно використані для оцінки місцевих кліматичних умов (Davis, 1978; Zhou et al., 2011), оскільки добре корелюються з просторовими одиницями топокліматології (Geiger et al., 2003; Yoshino, 1975). Топокліматичні дані у поєднанні з гармонізованою інформацією про ґрунтовий та рослинний покрив, а також про геоморфологічні процеси, є надійною основою для сільськогосподарського та лісгосподарського менеджменту.

Природоохоронне обґрунтування інтегрованих планів територіального

розвитку. Дані щодо Б-ГЕС зручно використовувати для характеристики ландшафтів згідно з вимогами розділу «Охорона навколишнього природного середовища» містобудівної документації. Зокрема цей документ передбачає, що описи ландшафтів як для регіональних, так і для локальних планів, повинні містити інформацію про приповерхневі відклади, рельєф, ґрунти, рослинність, а також про їхню антропогенну трансформованість. Окрім загальної природно-географічної характеристики території, Б-ГЕС можуть бути також основою для визначення низки специфічних характеристик: рівня екологічної достатності територій природно-заповідного фонду, оцінки площ ґрунтів, територій, на яких запроєктовано відновлення природних ландшафтів, а також для іншої інформації щодо ландшафтних процесів тощо (Мінрегіонбуд України, 2011). Геопросторові дані Б-ГЕС застосовують для «Комплексної оцінки території в складі схеми природно-ресурсного потенціалу та природно-техногенної небезпеки території», передбаченої нормативами регіонального планування (Мінрегіонбуд України, 2012а, С. 7). На основі Б-ГЕС можна розробляти «Схеми існуючих і проєктних планувальних обмежень», які входять до складу локальних планів (Мінрегіонбуд України, 2007, 2012б). Для висвітлення просторової структури ландшафтів у планах територіального розвитку різного рівня детальної можна використовувати різні ієрархічні структури Б-ГЕС (■Таблиця 3.7).

Обґрунтування організації природоохоронних територій. Наявність карт ландшафтів, екосистем та рослинного покриву у масштабі 1:100 000-1:10 000, які за змістом тотожні карті Б-ГЕС, передбачена у додатку до Проєкту організації території об'єктів природно-заповідного фонду: природних та біосферних заповідників, національних природних та регіональних ландшафтних парків (Мінприроди України, 2005). Так само, ландшафтні карти (масш-

■ Таблиця 3.7. Рекомендації щодо застосування ієрархічних просторових структур Б-ГЕС для інвентаризації та оцінки довкілля у рамках планів територіального розвитку України

№ з.п.	Рівень територіального плану	Масштаб	Ієрархічна одиниця Б-ГЕС
1	Генеральна схема планування території України	Невизначений	Макроекорегіон-макроекохора
2	Схема планування окремої частини території України	1:200 000-1:100 000	Макроекохора
3	Схема планування області і групи районів	1:100 000-1:50 000	Макроекохора-мезоекохора
4	Схема планування території району	1:50 000-1:10 000	Мезоекохора-мікроекохора
5	Схема планування території сільради	1:10 000	Мікроекохора-екотоп
6	Генеральний план населеного пункту	1:10 000-1:2 000	Екотоп
7	Детальний план території	1:2 000-1:500	Екотоп-екон

табу 1:200 000 і більшого), які є аналогами карт Б-ГЕС, додають до обґрунтування регіональних та місцевих схем екомережі (Деодатус та ін., 2010; Мінприроди України, 2009). Б-ГЕС відображають геопросторову диференціацію об'єктів охорони природи, визначених міжнародним законодавством – екосистем (United Nations, 1992) та природних оселищ (Council of Europe, 1979; European Commission, 1992). Згідно з Угодою про асоціацію з ЄС (Уряд України, 2015), Україна зобов'язана інвентаризувати оселища дикої флори і фауни, а також розробити і втілити плани з їхнього менеджменту. Отже, Б-ГЕС можна напряму застосовувати для картування оселищ (Круглов та ін., 2012; ЕЕА, 2014) у рамках природоохоронних програм, таких як Смарагдова мережа Ради Європи (Болтачов та ін., 2011) та *NATURA 2000* Європейського Союзу (European Commission, 2013), а також для організації відповідних геопросторових даних в Інформаційній системі природи Європейського Союзу – *EUNIS* (Moss, 2008).

На жаль, у вітчизняних нормативних документах, які стосуються як обґрунтування природоохоронних об'єктів, так і комплексних планів територіального розвитку (містобудівної документації), не відображені підходи та методи інтеграції ландшафтних характеристик (Б-ГЕС) у процес господарської оцінки та зонування територій. Тому є великий ризик, що карти Б-ГЕС залишатимуться у таких обґрунтуваннях лише

необхідним формальним додатком, який не буде мати впливу на визначення конфігурації кінцевого територіального плану. Виходом з такої ситуації може бути офіційне запровадження принципів екосистемного менеджменту (UNEP, 2009) у практику територіального планування.

Обґрунтування менеджменту екосистемних послуг. Основний прикладний потенціал концепції Б-ГЕС лежить у сфері геопросторового обґрунтування екосистемного менеджменту (Brussard et al., 1998; Chapin III et al., 2010; UNEP, 2009), який реалізують через дослідження екосистемних послуг (Загвойська, 2012; Соловій, Кулешник, 2011; Costanza et al., 1997; Gómez-Baggethun et al., 2010; Grunewald, Bastian, 2015; MEA, 2005) та економіки екосистем і біорізноманіття (Brink, 2011; TEEB, 2010). Б-ГЕС, як інтегративні морфогенні структури, відображають відносно однорідні ландшафтні одиниці і можуть слугувати інваріантним просторовим каркасом для інвентаризації та оцінки усього спектру потенційних екосистемних послуг – регуляторних і підтримувальних, постачальних і культурних (MEA, 2005). Застосування Б-ГЕС мінімізує нагромадження просторової похибки у процесі міждисциплінарного оцінювання та менеджменту екосистемних послуг та, зокрема, визначення фінальних екосистемних послуг – тобто тих властивостей екосистем, які найбільше цінюються споживачами (Fisher et al., 2009; Mace et al., 2012; Wong et al., 2015).

У фокусі оцінки постає наземний покрив, як фактичний, так і потенційний природний, який є основним джерелом таких послуг; і який дає змогу відображати як потенціал і поточну пропозицію, так і попит на екосистемні послуги. Під потенціалом екосистемних послуг розуміємо максимально можливу, але сталу, продукцію послуг екосистем, а під поточними пропозицією та попитом – існуючі на даний час обсяги послуг та їхнього споживання (Burkhard et al., 2012). Зауважимо, що методики оцінки потенціалу екосистемних послуг були початково розроблені у рамках прикладного ландшафтознавства (Исаченко, 1980) та екологічної оцінки потенціалу і функцій ландшафту (Bastian, Schreiber, 1999; Haase et al., 2002). Важливо відмітити, що концепція Б-ГЕС, на відміну від концепції «класичної» екосистеми, у якій центральним компонентом є тільки біоценоз (Tansley, 1935), дає можливість до «постачальників» екосистемних послуг залучати також неживі культурні компоненти ландшафту – першочергово історичні та сучасні будівлі, а також інші інженерні споруди (канали, оборонні вали тощо), які мають історичну або естетичну цінність.

Зауважимо, що застосування *лише* Б-ГЕС для оцінки екосистемних послуг має також певні обмеження. Морфогенні ареали Б-ГЕС не дають змогу добре відображати поширення мобільних компонентів ландшафту, які можуть бути надавачами послуг – наприклад, поширення тварин, які є об'єктами полювання (постачальна послуга) або споглядання (культурна послуга). Оселища цих тварин мають екотонний характер, тобто охоплюють мозаїки різних класів Б-ГЕС, а також переважно визначаються фактором віддаленості від людських поселень. Тому для оцінки такої екосистемної послуги необхідно використовувати відповідні трансморфогенні С-ГЕС (див. ►Розділ 2.4), які описані у ►Розділі 4. Іншим обмеженням Б-ГЕС є те, що вони представляють території, які надають або

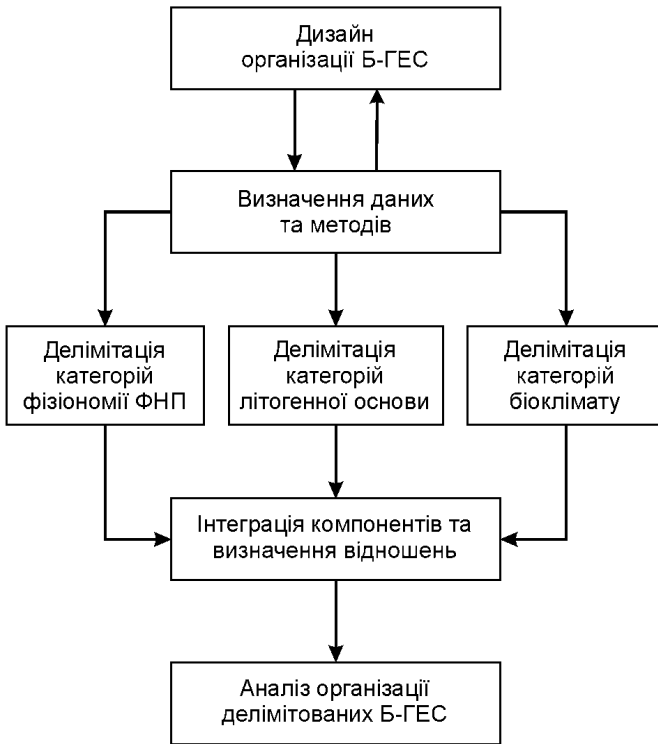
споживають певні екосистемні послуги, але не відображають зв'язки між ними (Sytrbe, Walz, 2012). Наприклад, залісені схили долини потоку надають регуляторну послугу щодо руслового стоку в межах поселення, розташованого нижче за течією. У даному випадку, для того, щоб відобразити зв'язок між територіями, які надають послугу з регулювання водного стоку та територіями, які користаються нею, необхідно залучити трансморфогенну водозбірну С-ГЕС. Попри такі обмеження, Б-ГЕС залишаються фундаментальним геопросторовим базисом для інвентаризації, оцінки та менеджменту екосистемних послуг, оскільки вони виступають «спільним знаменником» для найрізноманітніших С-ГЕС як складових Т-ГЕС (див. ►Розділ 2.4).

3.5. Методи дослідження Б-ГЕС

У цьому розділі зробимо короткий, без претензій на вичерпність, огляд основних даних та методичних підходів, які використовують для дослідження ландшафту як Б-ГЕС. Акцентуємо при цьому на автоматизованих методах, які надає технологія геоматики. Увесь процес дослідження складається з кількох етапів, які охоплюють: дизайн організації Б-ГЕС; підбір даних та методів; делімітацію окремих компонентів Б-ГЕС у вигляді геосистем фізіономії ФНП, літогенних властивостей та, можливо, біокліматичних категорій; інтеграцію цих компонентів та визначення відношень між ними; а також аналіз властивостей уже делімітованих Б-ГЕС (■Рис. 3.6).

3.5.1. Дизайн організації Б-ГЕС

Дизайн (задум) організації Б-ГЕС окреслює фундаментальні властивості ландшафтної моделі, які будуть висвітлені в результаті дослідження: 1) точність (масштаб) відображення просторової структури; 2) перелік



■ Рис. 3.6.
Процес дослідження
ландшафту як базової
геоекосистеми

та характер компонентів екологічної структури; 3) особливості встановлення генетичних зв'язків, зокрема між контролюючими компонентами та компонентами наземного покриву; і (опційно) 4) особливості відображення квазидинамічної структури. Дизайн організації Б-ГЕС значною мірою обумовлюють дві обставини: 1) мета дослідження та 2) наявні дослідницькі ресурси (див. ► Розділ 2.6). У світлі цих обставин вивчають уже нагромаджену інформацію щодо території – як матеріали попередніх геоекологічних (міждисциплінарних географічних) знімів, так і результати дисциплінарних досліджень та інвентаризацій. Особливу увагу звертають на геопросторові (картографічні) дані. Такі опубліковані й архівні матеріали повинні дати уявлення про геологічні, кліматичні, біотичні та суспільні фактори ландшафтної організації території дослідження, а також виявити пробіли в інформації щодо властивостей Б-ГЕС. На підставі аналізу наявних матеріалів, а також з огляду на мету дослі-

дження та наявні ресурси, визначають перелік і детальність представлення екологічних і просторових компонентів Б-ГЕС, джерела й методику опрацювання даних, обсяги польових обстежень тощо. Загалом ці моменти повинні бути з'ясовані ще на етапі підготовки проєктної пропозиції (див. ► Розділ 2.6).

Першочергово слід визначити детальність відображення просторової структури Б-ГЕС. Для території України актуальними можуть бути карти Б-ГЕС, точність яких відповідає середнім (1:250 000-1:100 000) та великим (1:50 000 та більше) масштабам. Загалом такі масштаби дають змогу картувати одиниці локальної розмірності – екохори й екотопи. Детальність відображення ГЕС зумовлюють також особливості базових геопросторових даних, на підставі яких інтерпретують межі геосистем-компонентів, та спосіб цієї інтерпретації – мануальний чи автоматизований. Автоматизовані методи інтерпретації просторової структури забезпечують достовірніше виділення дріб-

них ареалів відносно однорідних екотопів та екохор, а мануальна інтерпретація може доповнювати автоматизовану за делімітації більш гетерогенних структур вищих рангів – екорегіонів (напр., Круглов, 2015). Водночас нагадаємо, що у процесі фіксації просторових структур Б-ГЕС визначальним є розмір (площа або ширина) просторового компонента, а не його ранг. З огляду на це дрібні ареали Б-ГЕС, відображені на картах, можуть мати відмінні ранги – особливо, якщо йдеться про локальну геопросторову розмірність (див. також ►Розділ 3.2).

Іншим важливим вихідним аспектом дослідження є очікуваний перелік екологічних компонентів-характеристик Б-ГЕС. Він повинен містити щонайменше по одній категорійній характеристиці рельєфу, ґрунтотворних відкладів, біоклімату й наземного покриву (див.►Розділ 3.1). Щоправда, у дослідженнях ландшафтів з незначною амплітудою кліматичних умов біокліматичні відмінності можуть бути проігноровані. Натомість більшу увагу можна приділити опису наземного покриву, який звично розділяють на три якісні компоненти: 1) ґрунт, 2) потенційну природну рослинність та 3) фактичну рослинність (див.■Таблицю 3.3). У ландшафтах зі значною антропогенною трансформованістю наземного покриву (напр., під міською забудовою) можна виокремлювати компоненти потенційних природних та техногенних ґрунтів (напр., Krouglov, 1999). Категорійні (морфографічні й морфогенетичні) характеристики рельєфу можуть бути доповнені морфометричними показниками, розрахованими у середовищі ГІС на підставі ЦМВ (напр., Круглов, 2008, 2015). Екологічну структуру Б-ГЕС найзручніше представляти у вигляді таблиці, поля якої містять описи окремих компонентів. Такий формат організації інформації щодо екологічних компонентів найзручніший як для кінцевих споживачів, яким надають зведені таблиці у вигляді легенди карти Б-ГЕС; так і для зберігання й опрацювання екологічної інформації в

середовищі ГІС або СУБД у формі електронних таблиць атрибутивних даних, які можуть містити близько 10^3 - 10^6 записів і поєднуватися (релюватися) з іншими електронними таблицями.

Екологічні генетичні відношення між контролюючими компонентами і властивостями наземного покриву встановлюють як на підставі лише наявних картографічних матеріалів та непросторових описів структури екологічних комплексів, так і з використанням даних польових обстежень. Для польових обстежень необхідно розробити відповідну програму. Квазидинамічні дослідження Б-ГЕС можуть бути обмежені порівнянням структури ФНП та ПНП, але в певних випадках ретроспективну динаміку відстежують з використанням архіву космозображень або топографічних карт (Smaliychuk, Kruhlov, 2013). Для цього необхідно наперед з'ясувати наявність та доступність відповідних даних.

3.5.2. Джерела даних

Особливості вихідних геоданих, на підставі яких делімітують компоненти-геосистеми Б-ГЕС, є визначальними для всього процесу дослідження. Як уже зазначали раніше, просторові межі Б-ГЕС відображає диференціація наземного покриву, яку фіксуємо на підставі його фізіономії, форм рельєфу і пов'язаних з ними ґрунтотворних відкладів та, іноді, біокліматичних зон (див.■Рис. 3.3). Першоджерелами геоданих щодо фізіономії наземного покриву є аеро- та космозображення, на підставі яких інтерпретують покриття ґрунту, відображені на топографічних картах, а також створюють спеціальні карти наземного покриву та землекористування, на зразок *CORINE* (EEA, 2007). За відсутності вже інтерпретованих геоданих щодо фізіономії наземного покриву, наявність сучасних аеро- та космозображень стає необхідною умовою картування ФНП. Тепер досить велика кількість як платних, так і безкоштовних

онлайн-картографічних сервісів, на зразок *Google Earth* або *Earth Explorer*, надають сучасні й історичні високороздільні космозображення, які охоплюють територію України.

Найширшого вжитку для картування ФНП набули середньороздільні (розмір пікселя 30*30 м) спектротональні (шість каналів у видимому й інфрачервоному діапазонах) зображення, отримані за допомогою інструментів *TM*, *ETM+* та *OLI*, якими оснащені ресурсні супутники програми *Landsat* (Roy et al., 2014; Wulder et al., 2016). Такі геодані забезпечують досить надійне автоматизоване виділення до десяти фізіономічних класів наземного покриття (загальна точність класифікації понад 80 %) (напр., Kuemmerle et al., 2006), а геометрична роздільність у 30 м дає змогу вести мову про позиційну точність картографічних масштабів 1:50 000 – 1:100 000. Величезний та доступний архів цих різночасових космозображень, який містить геодані від середини 1980-их років (Wulder et al., 2016), є цінним джерелом інформації для делімітації статичних та квазидинамічних Б-ГЕС (напр., Круглов та ін., 2013; Kuemmerle et al., 2009), а також для параметризації й валідації динамічних ГЕС, які симулюють еволюцію наземного покриття.

Для картування Б-ГЕС у великих та детальних масштабах (1:25 000–1:5 000) можна використовувати високороздільні космозображення супутників серії *WorldView* та подібних, які тепер значною мірою замінили аерофотозображення у процесі великомасштабного топографічного (Jacobsen, 2012) й тематичного (напр., Immitzer et al., 2012) знімання. Такі космозображення мають геометричну роздільність у панхроматичному діапазоні близько 0,5 м, а в спектротональному (чотири канали у видимому та ближньому інфрачервоному діапазонах) – близько 2–3 м (Jacobsen, 2012). Висока геометрична роздільність робить ці геодані дуже ефективними для мануальної інтерпретації фізіономічних класів наземного покриття (див. ►Рис. 3.4). Водно-

час висока «строкатість», зумовлена дрібним розміром комірок (пікселів), не дає змоги застосовувати «класичні» методи автоматизованої класифікації наземного покриття, побудовані на покомірковому (попіксельному) аналізі спектральних сигнатур. Це питання буде детальніше розглянуте в наступному параграфі. Високороздільні космозображення є у вільному доступі на багатьох онлайн-сервісах, зокрема на *Google Earth*.

Для інтерпретації форм рельєфу в масштабах, дрібніших за 1:50 000, тепер найзручніше використовувати глобальну ЦМБ *SRTM* (*Shuttle Radar Topography Mission*), яка отримана шляхом радарного знімання з низької космічної орбіти і має геометричну роздільність у три кутові секунди (~90 м) (Jarvis et al., 2008). Ця загальнодоступна ЦМБ дає змогу в автоматизованому режимі виділяти форми й елементи рельєфу площею понад 1 га у гірських та горбистих ландшафтах. Щоправда, слабкорозчленований рельєф піддається значно гірше автоматизованій класифікації через середню вертикальну точність у 4–8 м (Gorokhovich, Voustianouk, 2006) та, зокрема, через похибки радарного вимірювання перевищень, зумовлені лісовим покривом (напр., Круглов, 2015). Для більш детального картування форм рельєфу на території України безальтернативними поки що залишаються топографічні карти масштабів 1:25 000 – 1:2 000. Аналогові топографічні карти та їхні геоприв'язані растрові зображення можна використовувати для «традиційної» мануальної інтерпретації форм рельєфу як основи для виділення просторових структур Б-ГЕС. Окрім того, на підставі ізогіпсів, відміток висот і мереж водотоків (тальвегів), векторизованих з великомасштабних топографічних карт, можна створювати високоточні ЦМБ у середовищі ГІС (напр., Hutchinson, 1989). Зауважимо, що якісні карти ґрунтів, укладені на підставі геоєкологічного «методу пластики рельєфу» (Позняк та ін., 2003), можуть бути напряму використані для ві-

дображення просторової структури Б-ГЕС (напр., Krulov et al., 2008a). На жаль, цей метод мало використовували при картуванні ґрунтів України.

Окрім базових геоданих щодо рельєфу та фізіономії наземного покриву, які є необхідним вихідним матеріалом для делімітації Б-ГЕС, бажано знаходити іншу наявну геопросторову інформацію щодо приповерхневих відкладів, ґрунтів, рослинності, техногенних об'єктів тощо. Вона може бути використана не так для коригування просторової структури Б-ГЕС, яку передає оверлей форм рельєфу та фізіономічних класів наземного покриву, як для характеристики екологічних компонентів. Корисну інформацію щодо ґрунтотворних відкладів можна отримати із серії офіційних геологічних карт України масштабу 1:50 000 та 1:200 000, частина з яких тепер доступна онлайн (<http://geoinf.kiev.ua/wp/kartograma.htm>). Прочитано 22.04.2018). Важливим джерелом екологічної та геопросторової інформації є база даних лісів України, яка містить детальну та актуалізовану повидільну характеристику лісостанів і векторні геодані точності масштабу 1:50 000 – 1:25 000 (Укрдержліспроект, 2014). Інформацію щодо ґрунтів сільськогосподарських територій можна отримувати з офіційних великомасштабних карт (переважно масштабу 1:25 000), якими володіють «інститути землеустрою» Держгеокадастру (<http://land.gov.ua/info/derzhavni-instituty-zemleustroiu>). Прочитано 22.04.2018). Окрім того, загальнодоступними є растрові (інтерпольовані) кліматичні геодані другої половини XX століття середньої (30 кутових секунд) геометричної роздільності (Fick, Hijmans, 2017) (<http://worldclim.org/version2>). Прочитано 22.04.2018).

Польові обстеження у процесі дослідження Б-ГЕС також є одним із джерел інформації щодо екологічної структури. Зауважимо, що оскільки Б-ГЕС – міждисциплінарні моделі, які фіксують найзагальніші власти-

вості ландшафту, то потреба в детальних та специфічних даних, які переважно є результатом польових, іноді стаціонарних, спостережень, тут значно нижча, ніж у випадку дисциплінарних С-ГЕС (наприклад, геоморфологічних, ґрунтових або ботанічних – ►Розділ 4). Тому польові роботи переважно обмежують рекогнозувальними маршрутними спостереженнями, під час яких фіксують основні морфологічні особливості рельєфу, ґрунту та рослинності. Ці дані використовують для кращого розуміння відношень між екологічними компонентами та для верифікації результатів камерального синтезу Б-ГЕС. Практичні міркування спонукають польові спостереження щодо екологічної структури Б-ГЕС поєднувати з більш детальними дисциплінарними польовими обстеженнями, спрямованими на визначення компонентів певних С-ГЕС. У такому разі бланки (форми) спеціальних геоecологічних досліджень можуть містити поля, в які вводять польову інформацію щодо загальної екологічної структури Б-ГЕС. Наприклад, таку загальну екологічну інформацію містять форми для польового фітосоціологічного знімання оселищ як біотичних С-ГЕС (Круглов та ін., 2012).

3.5.3. Делімітація компонентів-геосистем Б-ГЕС

Як зазначали раніше, просторову диференціацію Б-ГЕС визначають три дискретні компоненти-геосистеми: рельєфу, біоклімату й фізіономії ФНП (див. ►Рис. 3.3). Загалом можна розглядати два способи інтерпретації базових геоданих щодо цих структур: мануальний і автоматизований. На сьогодні ці два способи широко використовують. Наприклад, автоматизована класифікація космозображень *Landsat* для визначення фізіономічних класів наземного покриву стала нормою, і для неї використовують усе досконаліші алгоритми (напр., Kuemmerle et al., 2006; 2009). Однак Євро-

пейська агенція довкілля для картування наземного покриття та землекористування ЄС у рамках програми CORINE покладається на мануальну інтерпретацію космозображень *Landsat* (EEA, 2007). Мануальна інтерпретація форм рельєфу на підставі топографічних даних є «традиційною» методикою геоморфології (Башенина et al., 1977; Smith et al., 2011; Verstappen et al., 1991), педології (Позняк та ін., 2003; Soil Survey Division Staff, 1993) та інтегрованих (геоекологічних) знімків ландшафтів (Видина, 1962; Геренчук та ін., 1975; Миллер, 1974; Christian, Stewart, 1964; Mitchell, 1991). Водночас швидкий розвиток геоморфометрії як науки й технології опрацювання ЦМБ у середовищі ГІС (напр., Hengl, Reuter, 2008) забезпечує ефективні методики автоматизованого картування форм рельєфу, поверхневих геологічних відкладів і ґрунтів (напр., Florinsky, 2012; McKenzie et al., 2008).

Результати сегментації континуальних даних щодо наземного покриття або рельєфу на окремі дискретні просторові компоненти обумовлюють кілька чинників: 1) детальність вихідних геоданих, на підставі яких делімітують просторові компоненти; 2) особливості методики делімітації; 3) суб'єктивізм інтерпретатора (у випадку мануальної інтерпретації). Детальність космозображень та топографічної основи визначає точність відображення просторової структури Б-ГЕС, зокрема ступінь просторової однорідності й мінімальну граничну площу ареалу картування. Наприклад, топооснова масштабу 1:5 000 із січенням горизонталей 0,25–1 м дає змогу надійно виділяти всі елементи мезорельєфу з площею понад 0,25 га і, отже, забезпечує повноцінне картування просторової структури ГЕС на рівні екотопів (див. Рис. 3.4). Натомість ЦМБ *SRTM* (Jarvis et al., 2008) має граничне розділення ~1 га і вертикальну похибку ~10 м. Тому за допомогою цих топографічних даних не вдається делімітувати як невеликі за площею елементи мезорельєфу, так і форми значної площі, але малої амплітуди. Наприклад, на

слаборозчленованому флювіально-аккумулятивному рельєфі вдається виділяти лише асоціації форм мезорельєфу (заплавий і тераси), які творять просторові структури рівня макроекохору (Круглов, 2015).

Особливості методики картування також можуть значно впливати на конфігурацію просторової структури Б-ГЕС. Наприклад, у процесі картування лісової рослинності за космозображенням *Landsat* можна розрізнити два (широколистяні й хвойні) або три (широколистяні, мішані та хвойні) фізіономічні класи лісової рослинності (напр., Круглов, 2005; Kuemmerle et al., 2006). Так само, при інтерпретації рельєфу схили за падінням можна розділяти на три елементи (верхній, середній та нижній), на два (верхній та нижній) або на п'ять (привершинний, верхній, середній, нижній, підніжний) (напр., Huggett, 2011). Очевидно, що зміна таких класифікаційних градацій спричинюватиме суттєву модифікацію просторових меж Б-ГЕС.

Мануальна інтерпретація геопросторових даних додає ще кілька серйозних недоліків. По-перше, і найважливіше, вона привносить додатковий неформальний суб'єктивізм інтерпретатора у процедуру делімітації просторових структур. За таких умов конфігурація компонентів просторової структури Б-ГЕС («контури» карти) значною мірою залежить не лише від використаних даних та методів, але й від досвідченості та вправності інтерпретатора, його «бачення» цих просторових структур, а також зосередженості у певні моменти роботи. Яскравим прикладом такого суб'єктивізму в інтерпретації форм рельєфу є надзвичайно відмінні варіанти просторової структури ПТК околиць Чорногірського географічного стаціонару, делімітовані досвідченими дослідниками однієї наукової школи (Загальська, 2003). По-друге, такий суб'єктивізм робить результати мануальної інтерпретації менш придатними для порівняння з результатами, отриманими для інших територій, – навіть

за умови використання аналогічної методики й даних. По-третє, у випадку великих проєктів мануальна інтерпретація вимагає більше часу як на саму роботу, так і на тренування персоналу для досягнення однаковості в рутинних прийомах виділення просторових компонентів. Тому вважаємо, що мануальна інтерпретація просторових структур виправдана для відносно невеликих територій дослідження, для яких необхідно делімітувати не більше однієї-двох сотень ареалів. Додамо, що можна поєднувати автоматизовані та мануальні методи – наприклад, малочисленні, але зі складною морфологією, макроекохори й екорегіони виділяти мануально, а багаточисленні й відносно гомогенні екотопи й мікроекохори – автоматизовано (напр., Круглов, 2015; Kruhlov et al., 2008b). Приклад такого підходу детально описаний у ►Розділі 5.3.

Автоматизовану делімітацію дискретних просторових структур наземного покриву та рельєфу здійснюють на підставі континуальних (кількісних) растрових геоданих (див. ►Розділ 1.3.1). Переважно для цього використовують два і більше кількісних показників, кожен з яких представлений окремим набором геоданих. Так, для класифікації наземного покриву застосовують космозображення з трьома і більше растровими шарами, кожен з яких відображає значення яскравості в певному спектральному (радіометричному) діапазоні (напр., зеленому, червоному та ближньому інфрачервоному). Ці значення можна додатково коригувати (здійснювати радіометричну корекцію зображення) на підставі різних математичних функцій для покращення радіометричної контрастності зображення (напр., Kuemmerle et al., 2006; Richards, Jia, 2006). Для сегментації рельєфу вибирають різноманітні топографічні показники (індекси), які обчислюють на підставі ЦМВ у середовищі ГІС за допомогою функцій фокальної статистики для околів різного радіуса (напр., Chang, 2013; Hengl, Reuter, 2008). Це можуть бути прості похідні як

першого (ухил поверхні, експозиція), так і другого (поздовжня й поперечна кривизна) порядку від висоти; або складніші показники, на зразок складеного топографічного індексу (англ.: *compound topographic index* – *CTI*), який відображає співвідношення між питомою площею водозбору та ухилом поверхні (Moore et al., 1993). Такі показники (індекси) також називають топографічними змінними (Hengl, Reuter, 2008). Автоматизована класифікація рельєфу на підставі топографічних змінних загалом копіює процедуру класифікації спектроскопічних космозображень.

На сьогодні панує підхід покомірковий (попиксельний) автоматизованої класифікації радіометричних і топографічних растрових даних, за якого об'єктами класифікації є окремі комірки (пиксельні) вектори – множини значень топографічних змінних або радіометричної яскравості за частотними діапазонами у місцеположеннях, представлених однією коміркою растру (напр., Richards, Jia, 2006). Однак цей підхід неефективний для опрацювання растрових геоданих з високою геометричною роздільністю, у яких комірки значно менші за граничні розміри географічних об'єктів (орієнтовно дрібніші за 10*10 м). Такі геодані зазвичай відображають навіть цілком однорідні ділянки ландшафту як «строкате» поєднання пікселів. Наприклад, однорідний деревостан на високороздільних космозображеннях *WorldView* відображає дрібна «мозаїка» пікселів із дуже відмінними спектральними векторами через нерівномірне освітлення ділянок крон та просвітів між деревами (див. Рис. 3.4). Це робить покоміркову класифікацію високороздільних зображень беззмисловою. Тому такі зображення здебільшого інтерпретують мануально. Щоправда, тепер для автоматизованої класифікації високороздільних даних почали розробляти інший підхід, який називають географічним об'єктно-базованим аналізом (англ.: *geographic object-based image analysis* – *GEOBIA*). Він поля-

гає в тому, що за допомогою спеціальних ітеративних алгоритмів, побудованих на нечітких правилах аналізу коміркових векторів, а також геометрії й топології їхніх просторових околів, можна виділяти ієрархічні структури відносно однорідних ареалів географічної розмірності (Blaschke et al., 2014; Drăguț, Blaschke, 2006). Однак ця дуже перспективна технологія перебуває на етапі подальшого вдосконалення і поки що не набула широкого вжитку.

Можна виокремити два основні способи автоматизованої класифікації континуальних даних щодо наземного покриття та рельєфу: некерований та керований. У процесі некерованої класифікації (англ.: *unsupervised classification*) наперед задають лише бажану кількість класів, і алгоритм самостійно групує комірки растру у класи на підставі багатовимірного кластерування коміркових векторів. Після цього користувач сам повинен ідентифікувати (надати змістовні екологічні атрибути) кожному із отриманих класів. У процесі керованої класифікації (англ.: *supervised classification*) користувач наперед не лише визначає бажану кількість класів, але й ідентифікує ці класи. Ідентифікація передбачає «навчання» алгоритму кластерувати коміркові вектори за допомогою «навчальних даних» або «навчальних площ» (англ.: *training areas*) – невеликих репрезентативних ділянок растру, наперед ідентифікованих користувачем (наприклад, на підставі польових обстежень) (напр., Richards, Jia, 2006). Отже, некерована класифікація є дещо простішою за керовану, але має один суттєвий недолік – для різних територій з, відповідно, різними амплітудами коміркових векторів результати сегментації будуть різнитися. А це унеможливорює порівняльний аналіз результатів дослідження.

Для здійснення автоматизованої класифікації континуальних растрових даних щодо наземного покриття та рельєфу застосовують різноманітні методи багатовимірного групування коміркових векторів: нечітко-

го кластерування (англ.: *fuzzy clustering*) (напр., Burrough et al., 2000), ітеративного самоорганізаційного кластерування (англ.: *iterative self-organizing clustering*) (напр., Мкртчян, 2008; Свідзінська, 2012; Irvin et al., 1997), класифікатор найближчого сусідства (англ.: *nearest neighbor classifier*) (напр., Hengl, Rossiter, 2003; Richards, Jia, 2006), штучних нейронних мереж (напр., Ehsani, Quiel, 2008; Kanellopoulos, Wilkinson, 1997), машин опорних векторів (англ.: *support vectors machines*) (напр., Kuemmerle et al., 2009; Mountrakis et al., 2011), класифікатор дерева рішень (Friedl, Brodley, 1997), зокрема методу стохастичного лісу (англ.: *random forest*) (напр., Rodriguez-Galiano et al., 2012) тощо.

Іноді використовують гібридний підхід, який поєднує різні типи класифікацій (Richards, 2006). Наприклад, за класифікації наземного покриття за космозображенням *Landsat TM* лісову рослинність делімітують за допомогою керованого класифікатора найближчого сусідства, а лучну рослинність, рілля та поселення виділяють некерованим ітеративним самоорганізаційним кластеруванням (Kuemmerle et al., 2006). Подібні класифікації вимагають застосування експертних знань протягом усього процесу реалізації для вибору адекватних підходів і даних, а також для визначення правильної послідовності їхнього застосування. Поєднання різних наборів геоданих та прийомів їхньої сегментації на підставі експертних знань у процесі делімітації класів наземного покриття або рельєфу називають класифікацією за правилами (англ.: *rule-based classification*) (Ho et al., 2012; MacMillan et al., 2000).

Результати класифікації зазвичай валідують (кількісно оцінюють достовірність) порівнянням з іншими геопросторовими даними, які мають вищу точність. Для цього часто використовують дані польових спостережень (англ.: *ground truth data*), а також інші геопросторові (картографічні) дані детальнішого масштабу. Наприклад,

для валідації класифікації наземного покриву за середньороздільними геоданими *Landsat TM* можна використовувати високороздільні космозображення з Інтернет-ресурсу *Google-Earth* (Kuemmerle et al., 2009). Кількість пунктів (комірок растру), на підставі яких оцінюють точність класифікації, повинна мати достатню статистичну потужність, і їхнє мінімальне число можна розрахувати, наприклад, за допомогою функції біноміального статистичного розподілу (напр., Самойленко та ін., 2008). Далі результати класифікації зіставляють з достовірними даними за допомогою матриці помилок (англ.: *error (confusion) matrix*), і на її підставі обчислюють загальну точність (%), каппа-коефіцієнт, який відображає ймовірнісний розподіл помилок, а також точність ідентифікації кожного із класів з урахуванням його перебільшення, яке описують як «точність виробника» (%), та недооцінки – «точності користувача» (%) (напр., Richards, Jia, 2006).

Для делімітації просторових структур Б-ГЕС можна залучати біокліматичні геодані. Континуальні метеорологічні геодані отримують інтерполяцією значень показників, розрахованих для пунктів метеорологічних спостережень. Для реалістичного відображення топокліматичних особливостей у процесі інтерполяції метеорологічних елементів використовують також топографічні показники (змінні), розраховані для околів різного радіуса: абсолютну висоту, відносну висоту (індекс топографічного положення), солярну експозицію тощо. Зв'язок між метеорологічними й топокліматичними показниками встановлюють за допомогою регресійних моделей (Мкртчян, Шубер, 2011, 2014; Chung et al., 2006; Daly et al., 2008; Dobrowski et al., 2009; Lookingbill, Urban, 2003; Willmott, Matsuura, 1995). Для інтерполяції метеорологічних даних у поєднанні з топографічними змінними переважно застосовують сплайни тонких пластин (англ.: *thin plate splines*) та

крігінг (англ.: *kriging*) (напр., Boer et al., 2001; Daly, 2006). Якщо щільність пунктів метеорологічних спостережень невелика (типова ситуація), то для кількісної оцінки точності результатів інтерполяції здебільшого застосовують перехресну валідацію (англ.: *cross validation*). Вона передбачає почергове вилучення пунктів, на підставі яких здійснюють інтерполяцію, та вимірювання відхилень (похибок), спричинених таким вилученням (напр., Daly, 2006).

Для геоecологічної інтерпретації метеорологічних даних є сенс використовувати інтегровані біокліматичні показники: тривалість вегетаційного періоду, суму активних температур, частоту (ймовірність) пізніх заморозків, тривалість посушливих періодів тощо. Як згадували раніше (див. ►Розділ 3.5.2), у вільному доступі є вже інтерпольовані глобальні кліматичні геодані середньої геометричної роздільності для умов другої половини ХХ століття. Для делімітації дискретних просторових структур Б-ГЕС континуальні кліматичні геодані необхідно дискретизувати (сегментувати) на змістовні біокліматичні ареали, які відображають потенційне поширення провідних видів та/або угруповань. Для цього можна застосовувати різні геоecологічні моделі, які побудовані на концепції екологічної ніші (напр., Guisan, Zimmermann, 2000). Такі моделі можуть бути оформлені у вигляді готового ПЗ (напр., Xu, Hutchinson, 2013). Альтернативою складній інтерполяції та регіоналізації біокліматичних даних, яка ґрунтується на кількісних показниках та доволі складних комп'ютерних моделях, може бути проста кліматична інтерпретація поширення природної рослинності. Наприклад, Г. Треварта використав поширення природної рослинності на субконтинентальному й регіональному рівнях для корекції меж кліматичних областей В. Кьоппена (Trewartha, Horn, 1980). Подібним чином гармонізували висотні зони біоклімату (Андріанов, 1968) та природної рослинності (Голубец, Милкина, 1988) для території Українських Карпат (Круглов, 2008).

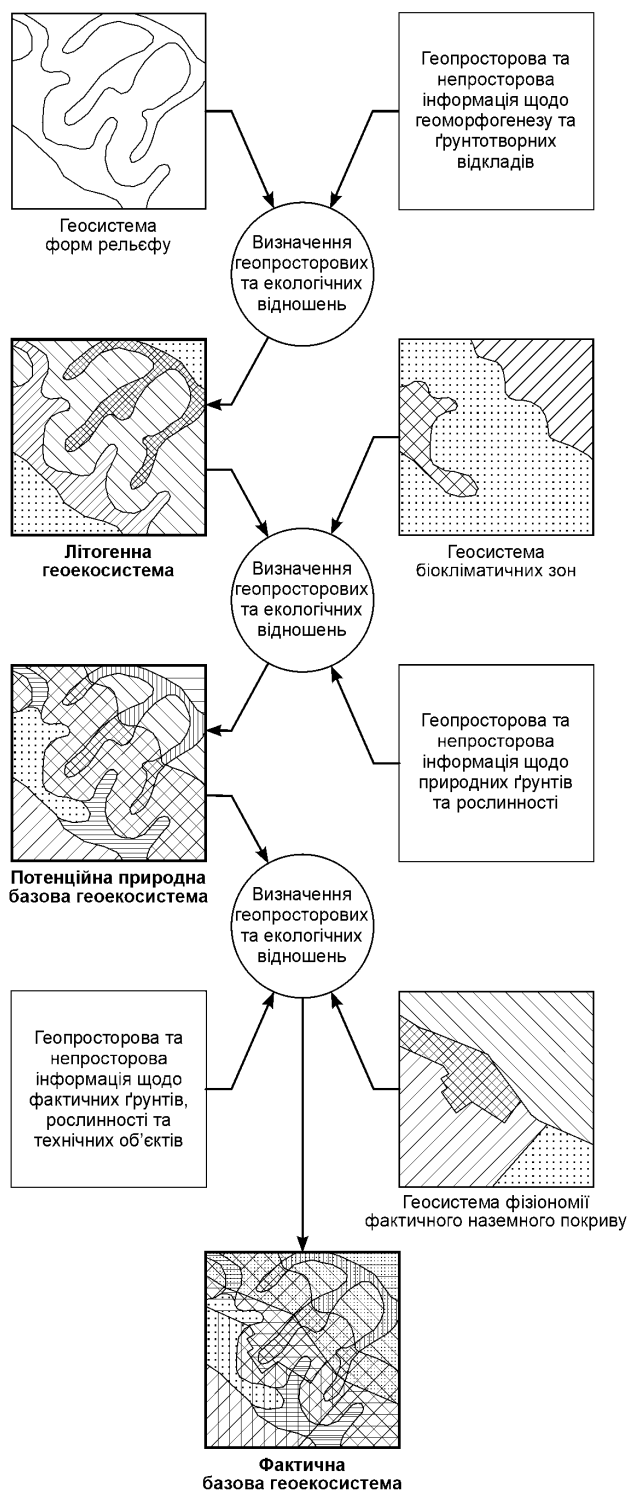
3.5.4. Інтеграція компонентів та ідентифікація відношень

Інтеграція компонентів-геосистем Б-ГЕС (рельєфу, біоклімату й фізіономії ФНП), яка спрямована на визначення інших екологічних компонентів та відношень між ними, є специфічним етапом, притаманним лише геоекологічним дослідженням. Власне протягом цього етапу відбувається делімітація Б-ГЕС. Окрім згаданих компонентів-геосистем, до процесу інтеграції залучають іншу екологічну й геопросторову інформацію щодо ґрунтотворних відкладів, геоморфологічних процесів, ґрунтового покриву, потенційної природної й фактичної рослинності, а також щодо техногенних елементів (будівель, штучних покриттів ґрунту тощо). Наявні опубліковані та архівні матеріали можуть бути доповнені даними власних польових обстежень. Цю додаткову геопросторову й непросторову дисциплінарну екологічну інформацію ув'язують з ареалами рельєфу, біоклімату та фізіономії наземного покриву (■Рис. 3.7). Оскільки просторова точність таких дисциплінарних даних є зазвичай нижчою, ніж виділених компонентів-геосистем, то ув'язка відбувається переважно без модифікації меж останніх. Для цього використовують як суб'єктивні експертні судження, так і статистичний імовірнісний підхід, який ґрунтується на виявленні максимальних просторових збігів між класами ареалів компонентів-геосистем та наявних дисциплінарних карт (Мкртчян, 2003). Кількісні континуальні геодані, такі як ухили поверхні, відносні висоти або суми активних температур, інтегрують у дискретні просторові структури Б-ГЕС за допомогою зональних функцій ГІС (напр., Круглов, 2008, 2015).

Спочатку визначають відношення між формами рельєфу та ґрунтотворними відкладами, а також екзогенними геоморфологічними процесами, які сформували ці

відклади (див. ■Рис. 3.7). Для цього першочергово використовують наявну геопросторову геологічну інформацію. У результаті отримують часткові літогенні (літоморфологічні) ГЕС, які відображають генетичні відношення між рельєфом та приповерхневими відкладами. Екологічними компонентами таких ГЕС зазвичай є кілька категорійних характеристик: морфологія й морфогенезис; текстура та генезис приповерхневих відкладів. Ці базові літогенні компоненти-характеристики, за наявності даних, доповнюють інформацією про потенційні геоморфологічні процеси, а також про потужність ґрунтотворних відкладів і характер підстильних порід. Морфометричні показники (напр., середній ухил поверхні, середня відносна висота, їхні стандартні відхилення у межах ареалів рельєфу) розраховують на підставі ЦМВ та похідних змінних за допомогою зональної функції.

Наступним етапом є визначення відношень між частковими літогенними ГЕС та біокліматом (див. ■Рис. 3.7). Дискретні біокліматичні геодані поєднують з літогенними ГЕС за допомогою локальної функції. Для континуальних біокліматичних геоданих (напр., сум активних температур) можна застосувати зональний статистичний оверлей, у якому зони визначають ареали літогенних ГЕС. Щоправда, такий підхід можливий за умови, коли ареали літогенних ГЕС є відносно однорідними з біокліматичних позицій. Його не можна застосовувати, наприклад, для моделей гірських ландшафтів, у яких один ареал схилу може простягатись через кілька альтитудних біокліматичних зон. Зазвичай унаслідок механістичного оверлею дискретних літогенних та біокліматичних структур утворюються дрібні пограничні ареали, площа або ширина яких менша за допустиму. Тому отримані в такий спосіб об'єднані геосистеми доводиться «відфільтровувати» за допомогою функцій генералізації у поєднанні з певними правилами для мінімізації на-



■ Рис. 3.7. Інтеграція компонентів-геосистем та визначення відношень у процесі делімітації базової геоекосистеми

громадження просторової похибки (напр., Neuvelink, 1998; Sae-Jung et al., 2008). Елімінацію дрібних пограничних ареалів бажано здійснювати так, щоб межі літогенних ГЕС залишались непорушеними – адже згідно з генетичною моделлю рельєф контролює топоклімат (див. ►Розділ 3.1).

Після того, як встановлені геопросторові відношення між літогенними та біокліматичними компонентами Б-ГЕС, приступають до з'ясування властивостей ПНП – природного ґрунтового та рослинного покриву (див. ►Рис. 3.7). Для цього створюють формальну екологічну модель, яка передбачає поширення певних категорій ґрунтів та рослинності залежно від геолого-геоморфологічних та біокліматичних умов. Така модель може бути побудована як за простими логічними правилами типу *IF / THEN / ELSE* (напр., Круглов, Божук, 2004; Кулачковський, Круглов, 2009), так і з використанням складніших алгоритмів, наприклад несіткої логіки та дерев прийняття рішень (Franklin, 1995; Guisan, Zimmermann, 2000; Scull et al., 2003). Для параметризації такої моделі першочергово використовують емпіричні геодані щодо поширення мало порушених фітоценозів і ґрунтів. Корисною може бути також негеопросторова регіональна інформація, яка висвітлює екологічні відношення між певними властивостями ландшафту – наприклад, між природною рослинністю й умовами місцезростання. Оскільки у рамках Б-ГЕС моделюють найзагальніші властивості ландшафту, то навіть у випадку детальних карт рівня екотопів характеристики ґрунту обмежуємо кількома якісними показниками щодо його підтипу (Вернандер и др., 1986), потужності, продуктивності (трофності) та ступеня (режиму) зволоження. Потенційну природну рослинність (Zerbe, 1998), як доволі спекулятивну абстрактну ландшафтну властивість, варто характеризувати на рівні, не нижчому, ніж субформація (Голубец, Малиновский, 1969) або союз (Poore, 1955). Для гетерогенних одиниць (екохор та екорегіо-

нів), а також для екотопів з контрастними умовами, можна визначати кілька переважаючих класів ґрунту й рослинності. Цей етап завершує визначення потенційних природних Б-ГЕС, які загалом є аналогами ПТК східноєвропейського ландшафтознавства.

Однак для делімітації фактичних Б-ГЕС необхідно ще встановити геопросторові й екологічні відношення між компонентами природних Б-ГЕС, визначеними протягом попередніх етапів геоекологічного синтезу, та властивостями ФНП. Для цього здійснюють оверлей ареалів природних Б-ГЕС з ареалами фізіономії наземного покриву. Зауважимо, що, на відміну від ПНП, властивості ФНП не перебувають у детерміністській залежності від геолого-геоморфологічних та біокліматичних умов – адже ФНП значною мірою зумовлений людською діяльністю та природними дистурбаціями, які, згідно з генетичною моделлю Б-ГЕС, розглядаємо як незалежні фактори (див. ►Розділ 3.1). Тому фізіономічні особливості ФНП розглядаємо як незалежні компоненти Б-ГЕС, які слугують «містком» для визначення екологічних властивостей ФНП – видового складу фактичної рослинності, характеру техногенної трансформації ґрунту, а також фактичних геоморфологічних процесів. Для цього створюють генетичну екологічну модель – подібно, як при визначенні властивостей ПНП (Круглов, Божук, 2004). Для параметризації цієї моделі використовують наявні емпіричні геодані щодо екологічних властивостей ФНП. Просторову «розгортку» здійснюють з використанням ареалів, утворених оверлеєм Б-ГЕС, та фізіономічних класів наземного покриву. Ця екологічна модель може бути використана для з'ясування властивостей ФНП за різними часовими зрізами. Результатом такої інтеграції окремих ландшафтних властивостей на підставі геопросторової екологічної генетичної моделі є набір геоданих, або кілька гармонізованих наборів геоданих – залежно від особливос-

тей ПЗ та конфігурації геопросторової БД, геометрична частина якого (яких) фіксує просторову структуру ФНП, а атрибутивна – основні екологічні компоненти рельєфу, ґрунтотворних відкладів, біоклімату, ПНП та ФНП. Конкретні приклади методики делімітації й інтеграції компонентів Б-ГЕС наведено в ►Розділі 5.3.

3.5.5. Аналіз організації делімітованих Б-ГЕС

Після того, як зафіксовані екологічні й геопросторові відношення між компонентами Б-ГЕС у вигляді набору геоданих, здійснюють їхній подальший аналіз, який може мати багато різних аспектів. Тому розглянемо найбільш типові моменти. У процесі аналізу є звичними процедури перекласифікації та групування Б-ГЕС, спрямовані на зменшення кількості їхніх категорій. Наприклад, це роблять для прикладної оцінки ландшафту (визначення екосистемних послуг) або у процесі візуалізації для зменшення кількості позицій легенди карти. Такі процедури зручно здійснювати у середовищі ГІС з використанням відповідних функцій перекласифікації (напр., Chang, 2013). Це можуть бути як одновимірні (однорядні), так і багатовимірні класифікації. Вони також можуть бути ієрархічними або неієрархічними. Подібно, як у вченні про ПТК (Исаченко, 1991; Міллер та ін., 2002), Б-ГЕС можна ієрархічно класифікувати на види, типи, роди тощо на підставі екологічної структури. Результати будуть залежати від того, який компонент беруть за основу класифікації – рельєф, наземний покрив, клімат тощо. Групування делімітованих Б-ГЕС можна реалізовувати за допомогою складніших методів, таких як багатовимірний кластерний аналіз. Наприклад, біокліматичні класи мезоекорегіонів Українських Карпат визначили на підставі агломеративного кластерування за співвідношенням площ висотних біокліматичних зон (Круглов, 2008).

Аналізують також геометричні й топологічні властивості Б-ГЕС у рамках ландшафтометричного підходу (Геренчук, Топчиев, 1970; Hargis et al., 1998; Lausch et al., 2015; O'Neill et al., 1988; Syrbe, Walz, 2012; Uuemaa et al., 2013). За допомогою стандартних функцій ГІС обраховують площі та периметри ареалів. На додачу можна використати спеціальне програмне забезпечення, наприклад таке, як *FRAGSTAS* (McGarigal, Marks, 1994) або *Patch Analyst* (Rempel et al., 2012), яке дає змогу швидко отримати цілу низку геометричних та геотопологічних (ландшафтних) метрик (Геренчук, Топчиев, 1970; O'Neill et al., 1988). Такі метрики можна розраховувати як для окремих класів Б-ГЕС, так і для регіону дослідження загалом. Наприклад, ПЗ *Patch Analyst*, яке реалізують як розширення до популярного ГІС-пакету *ArcGIS*, дає змогу визначати статистичні показники щодо площ та периметрів ареалів (середнє й медіальне значення, варіацію та стандартне відхилення), значення показників форми ареалів (відношення периметрів до площі) та їхню фрактальну розмірність. Можна також делімітувати й метризувати ядерні зони ареалів (внутрішні площі, границі яких рівновіддалені від границь ареалів на задану дистанцію), а також визначати різні показники сусідства ареалів (наприклад, міру ізолюваності) та розраховувати показники різноманіття й одноманіття Шенона і Сімпсона (Rempel et al., 2012). Такі ландшафтні метрики переважно використовують для подальшого порівняльного аналізу з використанням трансморфогенних С-ГЕС у сфері біотичної й суспільної геоecології (►Розділ 4). Зауважимо, що порівняльний аналіз просторової структури Б-ГЕС доцільний лише тоді, коли ці структури делімітовані на підставі однакових наборів геоданих з використанням єдиної методики (див. ►Розділ 3.5.3). Геопросторовий та геотопологічний аналіз можна здійснювати як для Б-ГЕС загалом, так і для окремих екологічних компонентів: форм рельєфу,

■ Таблиця 3.8. Ступені та ознаки гемеробії базової геоекосистеми

Ступінь	Назва ступеня	Ознаки відмінності ФНП від ПНП	Приклади
1	Агемеробні	Відсутні	Праліс; альпійська лука без ознак випасання
2	Олігогемеробні	Окремі порушення природного рослинного покриву	Старовіковий ліс з ознаками селективних рубок
3	Мезогемеробні	Лісогосподарські культури, напівприродні луки	Одновіковий смерековий ліс; післялісова лука (сінокіс, пасовище)
4	Бета-евгемеробні	Сільськогосподарські культури на природних ґрунтах	Рілля, сад або інше насадження на малозміненному природному ґрунті
5	Альфа-евгемеробні	Сільськогосподарські культури на техногенно змінених ґрунтах	Рілля, сад або інше насадження на дренованому ґрунті
6	Полігемеробні	Частково забудовані та замощені площі	Садібна (сільська) забудова; парк або сквер з мощеними доріжками
7	Метагемеробні	Щільна забудова та техногенний мікро- і мезорельєф	Щільна міська забудова; кар'єр; відвал шахти

грунтотворних відкладів, топобіокліматів, ґрунтів, потенційної природної й фактичної рослинності. Приклад застосування ландшафтометричного аналізу наведений у ►Розділі 5.3.5.

Іншим аспектом аналізу Б-ГЕС є визначення ступеня їхньої антропогенної трансформованості – гемеробії. **Гемеробія**, або **гемеробіотичний стан** Б-ГЕС (ландшафту), відображає відмінність ФНП від ПНП, зумовлену діяльністю людини. Концепцію гемеробії як ступеня антропогенної трансформованості рослинного і ґрунтового покриву впровадили німецькі геоєкологи (Steinhardt et al., 1999; Sukopp, 1976), і тепер показник (індекс) гемеробії офіційно застосовує Агентство статистики ЄС (http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Нemeroby_index). Прочитано 14.05.2018). Попри відсутність єдиного погляду на критерії класифікації, розрізняють сім ступенів гемеробії ГЕС (від натуральних до штучних): агемеробні, олігогемеробні, мезогемеробні, бета-евгемеробні, альфа-евгемеробні, полігемеробні та метагемеробні (Дідух, Хом'як, 2007; Jalas, 1955; Steinhardt et al., 1999; Sukopp, 1976). На відміну від методів, які визначають ступінь гемеробії екосистем на підставі бальних оцінок, що потребують поглибленого дослідження особливостей менеджменту земельних ресурсів, фітосоціологічної

структури та біофізичних і біохімічних властивостей ґрунту (напр., Дідух, Хом'як, 2007; Walz, Stein, 2014), пропонуємо спрощений підхід, який опирається на якісні ознаки відмінності ФНП від ПНП (■Таблиця 3.8). Додамо, що визначення ступеня гемеробії може ґрунтуватися не лише на ознаках порушень екологічної структури ПНП, але й на співвідношенні площ порушень різної якості у межах ареалу Б-ГЕС. У національному планувальному нормативі визначення ступеня гемеробії Б-ГЕС передбачене положенням щодо оцінки ступеня зміни природних ландшафтів під антропогенним впливом (Мінрегіонбуд України, 2011). Приклад визначення гемеробіотичного стану екотопів наведений у ►Розділі 5.3.5.

Прикладний аналіз ГЕС полягає у визначенні й оцінці екосистемних послуг. Однак для цього застосовують різні категорії С-ГЕС, а Б-ГЕС у цій процедурі відіграють роль спільного просторового базису, оскільки відображають геопросторову диференціацію наземного покриву – джерела екосистемних послуг. Тому деякі аспекти аналізу різних категорій екосистемних послуг розглянуто у відповідних частинах ►Розділу 4, присвяченого С-ГЕС. Додамо, що для картування та оцінки екосистемних послуг розробляють відповідні методи (Burkhard et al., 2012; Martínez-Harms,

Balvanera, 2012), а також спеціалізовані моделі (напр., Bagstad et al., 2013), на основі технологій геоматики й концепції різних просторових ландшафтних структур (ГЕС). Одним із ранніх методів оцінки екосистемних послуг ландшафту є оцінювальна класифікація ПТК (потенційних природних Б-ГЕС), яка була запропонована А. Ісаченком (Ісаченко, 1980) як альтернатива більшим оцінкам ландшафтів. Така класифікація дає змогу групувати Б-ГЕС за їхньою придатністю задовольняти певні господарські потреби, які є суб'єктами класифікації (оцінки).

3.5.6. Польові обстеження

Польові геоекологічні дослідження звично поділяють на експедиційні й стаціонарні. Довготривалі стаціонарні спостереження здійснюють переважно десятками років на відносно невеликих репрезентативних ділянках з використанням інструментів і методів, які дають змогу кількісно визначати динаміку екологічних та просторових властивостей ландшафту. Дані стаціонарних спостережень використовують для параметризації різних класів динамічних С-ГЕС (кліматичних, гідрологічних, ботаничних тощо), які є провідними інструментами пізнання функціонування та прогнозування еволюції ландшафтів, зокрема під впливом людини (див. ►Розділ 1.3.2).

У цьому розділі зупинимось на експедиційних польових обстеженнях, у процесі яких дослідник фіксує поточний стан ФНП під час короткотривалого перебування *in situ*. Отримані в такий спосіб дані можуть бути важливим матеріалом для ідентифікації базових властивостей ФНП та з'ясування екологічних відношень між компонентами Б-ГЕС. Крім того, польові дані можна використати для валідації результатів делімітації Б-ГЕС та С-ГЕС. Однак переважно польову кампанію проводять для збору більш детальної й специфічної інформації щодо ФНП у рамках поглибленого між-

дисциплінарного дослідження ландшафту, об'єктами якого є певні класи С-ГЕС: ботаничні, гідрологічні, орнітологічні тощо. Наприклад, польову фіксацію компонентів Б-ГЕС суміщали з деталізованим зніманням лучної рослинності Українських Карпат (Tasenkevich et al., 2011) та передбачили у методиці картування різних типів оселищ як ботаничних С-ГЕС (Круглов та ін., 2012). У такому разі уже делімітовані Б-ГЕС слугують основою для дослідження С-ГЕС та, зокрема, для планування польових обстежень. Коротко розглянемо особливості організації й методики польової кампанії.

У рамках експедиційних досліджень звично виокремлюють три основні етапи: 1) підготовчий камеральний, 2) власне польовий та 3) завершальний камеральний (напр., Геренчук та ін., 1975; Миллер, 1974). Протягом підготовчого етапу планують польове обстеження (знімання) і готують матеріали, необхідні для його проведення. Однак ще до цього визначаються із загальним дизайном геоекологічного дослідження, опрацюють наявні джерела даних, делімітують компоненти-геосистеми Б-ГЕС, а також здійснюють попередню інтеграцію цих компонентів та ідентифікацію відношень між ними так, як це описано в Розділах 3.5.1-3.5.4. Отже, перед початком польових робіт має бути готова попередня карта Б-ГЕС, яку також називають картою-гіпотезою (напр., Геренчук та ін., 1975). Крім того, ще на стадії загального дизайну проєкту необхідно реалістично оцінити час, доступні людські та матеріальні ресурси, які можуть бути затрачені на польове знімання. Слід пам'ятати, що проведення польових робіт, особливо у рамках поглибленого дисциплінарного дослідження, може потребувати спеціального обладнання, на зразок ультразвукових вимірювачів висоти дерев, мірних вилок, вікових або ґрунтових бурів тощо. Стандартним обладнанням для польового геоекологічного знімання тепер є цифрова фотокамера й компактний комп'ютер (планшет або

смартфон) з ГПС-приймачем, екліметром і компасом. Замість відносно дорогих спеціалізованих польових приладів можна використовувати звичайні гаджети у захисних водонепроникних футлярах. На них можна встановлювати спеціалізоване ПЗ, яке замінює паперові форми (бланки) польового опису – наприклад, популярну СУБД для фітосоціологічних описів *Turboveg* (Hennekens, Schaminée, 2001), яку адаптували до біогеоекологічних досліджень Заходу України (Круглов та ін., 2012).

Протягом підготовчого етапу остаточно визначають методику польового знімання, яка залежить від поставленої мети й завдань, потреби в оригінальній польовій інформації, а також наявних ресурсів і часу. Найважливішими є два взаємопов'язані методичні аспекти: 1) перелік екологічних компонентів (властивостей наземного покриву), які необхідно описати у полі, та 2) конфігурація й геопросторовий розподіл майданчиків (площ, «точок») польових описів, на яких фіксують ці екологічні компоненти. Зауважимо, що польові обсте-

ження переважно не ставлять за мету коригування просторових меж карти-гіпотези, отриманої внаслідок камеральної інтерпретації топографічних і тематичних геоданих (див. ► Розділи 3.5.3 та 3.5.4).

Головним кінцевим продуктом методики польового знімання екологічних компонентів є форма їхнього польового опису, яка може бути реалізована як у паперовому вигляді, так і в цифровому з використанням технології СУБД для портативних і стаціонарних комп'ютерів. Форми польового опису Б-ГЕС переважно охоплюють три групи екологічних компонентів: рельєфу, ґрунту та рослинності (Видина, 1962; Геренчук та ін., 1975; Круглов та ін., 2012; Миллер, 1974; ВС Ministry..., 2010). Іноді додають характеристики технічних об'єктів (будівель, штучних покриттів ґрунту тощо) – якщо знімання проводять у межах урбанізованих та інших заселених територій (напр., Круглов та ін., 2004). Крім того, форма містить інформацію щодо геопросторової прив'язки (координати центроїда майданчика опису; альтитуда тощо) та супровідних матеріалів (ідентифі-

■ Рис. 3.8. Електронна форма для вводу та перегляду польової геоекологічної інформації (Tasenevich et al., 2011).

катори фотографій, відібраних проб тощо). Якщо польові обстеження Б-ГЕС проводять паралельно зі спеціальними дисциплінарними дослідженнями (гідрологічними, фітосоціологічними, лісівничими, орнітологічними, соціологічними тощо), то до форми додають відповідні дисциплінарні розділи – наприклад, формуляри обліку птахів та їхніх гнізд (напр., Ralph et al., 1993) або анкети опитування місцевого населення щодо екосистемних послуг (напр., Загвойська та ін., 2015).

Форма, як вказує сама назва, покликана формалізувати й стандартизувати інформацію, яку збирають у полі. Тому добре організована форма містить не лише оптимальний перелік пунктів, на які дослідник повинен дати відповідь, але й, за можливості, варіанти стандартних відповідей на них. Ці відповіді можуть міститися в самій формі: на папері – у вигляді списку, в якому слід обстежити відповідний пункт; а на комп'ютері – як «спливаючий список меню», з якого вибирають відповідний пункт. Крім того, у певних випадках можна передбачити можливість додавання нестандартної відповіді. Наприклад, у рамках проєкту щодо картування лучної рослинності Українських Карпат (Tasenkovich et al., 2011) розробили електронну форму фіксації базових структурних характеристик лучних еконів, які описують у межах майданчика з максимальною площею у 100 м². У цій формі назву фітосоціологічного союзу (поле «Union name»), положення майданчика польового опису в рельєфі (поле «Geomorphic location») та деяку іншу категорійну польову інформацію вводять зі «спливаючого» списку (■Рис. 3.8). Оскільки СУБД може містити тисячі польових описів, така стандартизація змісту значно полегшує пошук та аналіз інформації. Для визначення рослинного угруповання як найскладнішого екологічного компонента, який фіксують у полі, іноді розробляють спеціальний ключ-визначник. Наприклад, для ідентифікації типів оселищ (ботанічних С-ГЕС)

Українських Карпат розробили ключ, який є сукупністю послідовних характеристик фітоценозів, організованих від загальних до специфічних. Цей ключ дає змогу поетапно звужувати коло можливих варіантів та ідентифікувати єдиний, найближчий до описуваного, клас фітоценозу з фіксованого переліку (Данилик та ін., 2012). Подібна технологія може бути також застосована для визначення ґрунтів.

Територіальними об'єктами польового опису можуть бути: 1) невеликі відносно однорідні майданчики площею до 1000 м², на яких фіксують властивості окремих еконів, та 2) цілі екотопи, ба навіть екохори як найдрібніші картувальні ареали. На рівні еконів описують мікро- та нанорельєф, ретельно вимірюють морфологічні показники рослинного покриву, а також розподіл усіх видів рослин за ясністю, або проєктивним покриттям, та горизонтами рослинності. Нерідко закладають ґрунтовий розріз для детального морфологічного опису ґрунтових горизонтів та відбору проб для подальшого лабораторного дослідження. У російськомовному ландшафтознавстві під польовим обстеженням еконів розуміють комплексне польове обстеження фаций (Миллер, 1974). Картувальні ареали, які мають більшу неоднорідність, ніж екони, переважно описують за скороченою процедурою, яка передбачає стандартизовані відповіді на більш загальні запитання щодо особливостей рослинності, ґрунту та господарського використання. Основну увагу приділяють визначенню співвідношення площ між різними класами рослинності та ґрунту. Для цього дослідник повинен перетнути, іноді у двох перпендикулярних напрямках, увесь картувальний ареал та зафіксувати розподіл рослинності. У випадку ґрунтового знімання – закласти кілька розрізів на різних елементах мікрорельєфу та потім визначити співвідношення площ між різними ґрунтовими категоріями за мікрорельєфом (Позняк та ін., 2003). Польовий опис цілих картувальних ареалів більше

підходить для детальних знімів у масштабах, детальніших за 1:25 000. У Додатку 1 наведена форма польової фіксації еконів, а в Додатку 2 – екоотпів (картувальних ареалів). Ці форми розроблені в рамках проєкту з визначення оселищ Українських Карпат (Круглов та ін., 2012).

Визначати місцезонаження польових описів еконів та екоотпів можна по-різному – залежно від мети й наявних ресурсів. Переважно такі місцезонаження визначають ще на передпольовому підготовчому етапі. «Найекономнішим» варіантом є розташування майданчиків польових описів за принципом катени – у вигляді профілю або трансекту, який простягається від найвищого місцезонаження на вододілі до найнижчої точки в долині й перетинає найпоширеніші категорії Б-ГЕС, відображені на карті-гіпотезі (напр., Миллер, 1974; Позняк та ін., 2003; Tavares Wahren et al., 2012). Якщо виникає потреба в суцільному польовому зніманні ГЕС, то можна застосувати регулярну мережу майданчиків для опису еконів. Тоді місцезонаження польових описів визначають вершини трикутників, квадратів або гексагонів однакового розміру (наприклад, перетини прямокутної сітки координат), а границі ареалів Б-ГЕС карти-гіпотези не беруть до уваги. Такий спосіб передбачає статистично значущу кількість пунктів обстеження й документування кількісних показників, які пізніше можна геопросторово інтерполювати. Його перевага порівняно з підходом за принципом катени полягає у відсутності суб'єктивності щодо вибору місцезонажень польових обстежень. Тому отримані в такий спосіб польові дані можуть виявляти специфіку геопросторової диференціації досліджуваних явищ, яку не відображає індуктивна карта Б-ГЕС. Через це систематичні польові дані також краще підходять для валідації карт Б-ГЕС і С-ГЕС. Регулярну мережу пунктів польових описів широко застосовують у лісвничих геоєкологічних дослідженнях (напр., Nobi et al., 2015). Іноді в середовищі ГІС генерують

нерегулярну мережу випадкових місцезонажень для польових обстежень. Як і у випадку регулярної мережі, такий дизайн польового обстеження позбавляє дослідника суб'єктивного вибору «типового місця» для польового опису, тож дає цінний результат для валідації карт, укладених індуктивним способом на підставі інтеграції екологічних компонентів-геосистем за певною апріорною моделлю.

Протягом підготовчого етапу готують картографічні планшети для польової роботи. Вони призначені для зручної орієнтації на місцевості, планування маршрутів та нанесення місцезонажень польових обстежень. Основою таких планшетів можуть бути топографічна карта або високороздільне орторектифіковане космозображення (наприклад, з Інтернет-ресурсу *Google Earth*), доповнене ізогісами та мережею доріг і стежок. Поверх такої топооснови наносять контури ареалів карти-гіпотези Б-ГЕС (напр., Tassenkevich et al., 2011). Якщо йдеться про паперові планшети, то на них також відображають координатну сітку – переважно йдеться про координати UTM з датумом WGS84, які є стандартом для локальної ГПС-навігації. Розмір планшетів повинен бути зручним для роботи в полі (не більшим, ніж формат A3), а кольоровий видрук на лазерній, а не струменевій, друкарці буде запобігати розмазуванню фарби від вологи. На додачу до, або замість, паперових планшетів готують їхні цифрові копії у форматі, який зчитує ПЗ для ГПС-навігації мобільних пристроїв. Їх завантажують у польові смартфони та планшети разом з координатами місцезонажень польових описів та окресленими маршрутами.

Польові обстеження проводять переважно протягом теплої частини року, звично літом, коли трав'яні рослини у фазі цвітіння. Оскільки польові роботи – найзатратніша, а іноді – й фізично найскладніша, частина досліджень, то їх стараються реалізувати в максимально короткі терміни за сприятливої погоди. Критичним тут є правильний

підбір персоналу, спроможного фіксувати в полі загальні геоморфологічні, ботанічні, педологічні, а також інші, передбачені програмою дослідження, спеціальні (орнітологічні, економічні тощо) властивості ландшафту. Тому польова команда переважно складається з фахівців відповідних профілів. Навіть для опису загальних компонентів Б-ГЕС ефективно задіювати щонайменше дві особи, одна з яких, наприклад, спеціалізується на геоморфології й ґрунтознавстві, а інша – на ботаніці (фітосоціології й лісівництві). На початку польової сесії необхідно провести спільне навчання для всієї групи знімальників для того, щоб виробити єдині навички фіксації інформації. Крім того, протягом усієї сесії доцільно звіряти результати для коригування навичок польової роботи.

Упродовж завершального камерального етапу дані, накопичені у вигляді заповнених польових форм, оцифровують (якщо це не було зроблено безпосередньо протягом польового етапу) та інтегрують у єдину СУБД. Наявність координат місцезнаходжень польових описів дає змогу легко перетворити дані у формат ГІС. Зберігання польової інформації у СУБД та її аналіз засобами ГІС безальтернативні у разі, якщо накопичено хоча б кілька десятків польових описів. Наприклад, під час виконання проекту з картування лучної рослинності Українських Карпат нагромадили 5 201 польових описів, які зберігають у спеціальній СУБД та у вигляді єдиного набору геоданих (Tasenkevich et al., 2011). Окрім текстової інформації, у СУБД інтегрують цифрові фотографії майданчиків польових обстежень та ґрунтових розрізів, окремих рослин, а також дані лабораторних аналізів відібраних проб. Геодані польових описів накладають на карту-гіпотезу Б-ГЕС для коригування її атрибутивної екологічної інформації, а також для валідації. Цю процедуру зазвичай реалізують за допомогою ГІС. Польові дані – найцінніший продукт геоecологічних досліджень. Вони можуть бути використані пізніше (через десятиліт-

тя) для порівняння з новішими обстеженнями у рамках дослідження ландшафтної динаміки.

Висновки до Розділу 3

Б-ГЕС відображає, з позицій міждисциплінарного підходу, найважливіші особливості екологічної й просторової організації ландшафту у межах певного еволюційного стану як інваріанта. Екологічна організація Б-ГЕС передає генетичні відношення між наземним покривом як поєднанням ґрунту, біоценозу, артефактів і людського населення, – виводом системи, – з іншими компонентами та зовнішніми факторами як вводами. Серед введів провідними компонентами є властивості рельєфу, які, разом з геологічними факторами, контролюють розподіл компонентів ґрунтотворних відкладів, а також, разом із факторами фонового клімату, зумовлюють особливості топоклімату. Ці компоненти, у поєднанні з біотичними й суспільними факторами, визначають характеристики наземного покриву. Розрізняють ФНП – наземний покрив, наявний сьогодні, та ПНП – гіпотетичний наземний покрив, який би міг сформуватися внаслідок тривалої ландшафтної сукцесії без дистурбацій, зокрема людського втручання, та стабільності контролюючих компонентів. Отже, запропонована нами концепція екологічної організації Б-ГЕС впорядковує уявлення про нерівнозначність компонентів і факторів ПТК «генетичного» ландшафтознавства, розширює ці уявлення з позицій вчення про культурний (антропогенний) ландшафт і про потенційні природні та фактичні біоценози, та інтерпретує за допомогою процесного системного підходу.

В основу просторової організації Б-ГЕС покладено диференціацію ФНП та ПНП як контрольованого екологічного компонента. Дискретні просторові структури Б-ГЕС делімітують поєднанням геосистеми фізіономічних категорій ФНП з геосистемою форм

рельєфу і пов'язаних з ними ґрунтотворних відкладів, та (опційно) геосистемою біо-кліматичних зон. Просторові структури Б-ГЕС можна представляти ієрархічно на підставі розмірності рельєфу як провідного контролюючого екологічного компонента. Базовою (елементарною) просторовою одиницею Б-ГЕС є екотоп як ареал однієї категорії наземного покриття в межах елемента мезорельєфу. Мозаїки наземного покриття в межах елементів, форм та асоціацій форм мезорельєфу творять ієрархію екохор, а в межах макро- та мегарельєфу – екорегіонів. Глобальну Б-ГЕС пропонуємо називати екосферою. Запропонована ієрархізація Б-ГЕС значною мірою наслідує підхід «генетичного» ландшафтознавства, але відрізняється чіткою послідовністю, яка дає змогу автоматизувати процес делімітації просторових структур Б-ГЕС у середовищі ГІС, а також логічною термінологією, придатною для міжнародного вжитку. Слід зауважити, що практичні міркування спонукають до спрощеного застосування ієрархії просторових одиниць Б-ГЕС. Вертикальна просторова структура Б-ГЕС відображає диференціацію екологічних компонентів за вектором гравітації у вигляді екологічних горизонтів (ярусів, шарів). Б-ГЕС є статичною моделлю ландшафту, але вона може квазідинамічно відображати його еволюцію через фіксацію й порівняння: 1) ФНП та ПНП; 2) історичних станів ФНП, інтерпретованих на підставі архівних геопросторових даних; 3) майбутніх станів ФНП, інтерпретованих на підставі геопросторових планів перспективного розвитку.

Б-ГЕС гармонізує й інтегрує дисциплінарну геопросторову інформацію про основні властивості ландшафту. Тому організація геопросторової інформації про земельні ресурси на основі Б-ГЕС дає змогу підвищити позиційну точність та опти-

мізувати обсяг геопросторових БД, покладених в основу різноманітних офіційних кадастрів: земельного, лісового, містобудівного тощо. Б-ГЕС може бути покладено в основу як різноманітних секторальних оцінок земельних умов і ресурсів, так і обґрунтування інтегрованих планів територіального розвитку й організації природоохоронних територій. Б-ГЕС є важливим інформаційним компонентом для менеджменту екосистемних послуг. Щоправда, для цього вона доповнюється різними класами С-ГЕС, щоб повніше відображати специфіку, зокрема геопросторову диференціацію, екосистемних послуг.

Дизайн екологічної, просторової й часової організації Б-ГЕС визначають з огляду на мету дослідження та наявні ресурси. У вільному доступі є велика кількість геоданих, зокрема глобальних архівів космозображень, ЦМВ та кліматичних показників, які дають змогу делімітувати компоненти-геосистеми Б-ГЕС. Для цього широко застосовують автоматизовані методи геоматики, на зразок різних типів керованої й некерованої класифікації цифрових космозображень або ЦМВ. Інтеграція компонентів-геосистем є центральним аспектом геоекологічної методики, і її реалізують за допомогою локальних функцій алгебри карт на підставі генетичної екологічної моделі. Аналіз Б-ГЕС дає змогу розрахувати основні ландшафтометричні показники, а також визначити ступені гемеробії (антропогенної трансформованості) ландшафту через порівняння характеристик ФНП з ПНП. Польові обстеження можуть бути важливим джерелом інформації для делімітації Б-ГЕС. Є різні підходи до визначення місцеположень, обсягу і структури польових описів, які зберігають та опрацьовують у СУБД.

Розділ 4.

Спеціальні геоекосистеми – С-ГЕС

4.1. Морфогенні С-ГЕС – 156

4.1.1. *Фізичні морфогенні С-ГЕС – 156*

4.1.2. *Біотичні морфогенні С-ГЕС – 161*

4.1.3. *Суспільні морфогенні С-ГЕС – 163*

4.2. Трансморфогенні С-ГЕС – 165

4.2.1. *Фізичні трансморфогенні С-ГЕС – 166*

4.2.2. *Біотичні (зоотичні) трансморфогенні С-ГЕС – 169*

4.2.3. *Суспільні трансморфогенні С-ГЕС – 174*

4.3. Ландшафтні симулятори як динамічні С-ГЕС – 179

4.3.1. *Фізичні ландшафтні симулятори: екогідрологічна модель SWAT – 180*

4.3.2. *Біотичні ландшафтні симулятори: модель лісової сукцесії LANDIS-II – 182*

4.3.3. *Суспільні ландшафтні симулятори: модель землекористування CLUE – 185*

Висновки до Розділу 4 – 186

С-ГЕС доповнюють та деталізують Б-ГЕС у рамках Т-ГЕС специфічною дисциплінарною інформацією (див. ►Розділ 2.4). Дисциплінарна приналежність С-ГЕС визначається характером її виводу, який геопросторово відображає певне явище – предмет дослідження: геоморфологічний процес, міграцію біотичного виду, транспортну доступність ландшафтного ресурсу тощо. Принаймні один із виводів С-ГЕС є виводом Б-ГЕС – геосистемою ФНП / ПНП. Просторові структури Б-ГЕС надають універсальну гармонізовану геопросторову основу для поглибленої дисциплінарної інтерпретації дискретних ландшафтних явищ і в такий спосіб забезпечують сумісність різних С-ГЕС у рамках Т-ГЕС (див. ►Рис. 2.10). Отже, за основу С-ГЕС зазвичай беруть наявні дисциплінарні геоекологічні моделі, але для їхніх виводів використовують вивід Б-ГЕС та інші геосистеми, генеровані на підставі централізованої геопросторової БД. Вивід Б-ГЕС, який відображає лише загальну категорійну екологічну характеристику ландшафту, здебільшого необхідно додатково параметризувати згідно з вимогами відповідної дисциплінарної моделі – присвоїти ареалам Б-ГЕС числові або логічні (*TRUE / FALSE*) значення-атрибути, які є факторами моделі. Параметризація звично супроводжується перекласифікацією геосистеми ФНП / ПНП, у результаті якої відбувається об'єднання суміжних ареалів з однаковими значеннями-атрибути (►Рис. 4.1). За форматом виводу С-ГЕС поділяють на дискретні та континуальні, а за особливостями геопросторової функції, яка генерує вивід – на морфогенні й трансморфогенні. Крім того, за здатністю відображати зміни у ландшафті виділяють динамічні С-ГЕС – ландшафтні симулятори (див. ►Розділ 2.3). У цьому розділі, який не претендує на висвітлення, подається концептуальний аналіз зазначених загальних класів С-ГЕС, згрупованих за дисциплінарною приналежністю (►Рис. 4.2). Поглиблено деякі класи

С-ГЕС на методичному й конкретному рівнях розглянуто в ►Розділі 5.

4.1. Морфогенні С-ГЕС

Дискретні морфогенні С-ГЕС наслідують просторову структуру Б-ГЕС, оскільки просторову диференціацію дискретних виводів інтерпретують на підставі ареалів Б-ГЕС, а інтеграцію здійснюють за допомогою локальної функції. Для інтеграції континуальних виводів застосовують зональну функцію, у якій зони формують ареали Б-ГЕС (див. ►Рис. 2.6.А). Загалом дискретні морфогенні статичні ГЕС відносимо до найпростішої категорії геоекологічних моделей, які виникли на «докомп'ютерному» етапі розвитку науки, і для реалізації яких є непринциповим застосування технології геоматики. *Континуальні морфогенні С-ГЕС* є досконалішими ландшафтними моделями, у яких локальна геопросторова функція поєднує кількісні дискретні вводи, представлені ареалами Б-ГЕС, з іншими дискретними і континуальними геосистемами-вводами (див. ►Рис. 2.6.Б і 4.1). Суттєвим обмеженням морфогенних ГЕС є те, що вони відображають топічні («вертикальні») екологічні структури і процеси в ареалах або комірках растру як в ізольованих місцеположеннях, які не передають впливів з боку сусідніх місцеположень. Через це у «просунутих» геоекологічних моделях морфогенні вводи доповнюють трансморфогенними, які здатні відображати вплив сусідніх місцеположень у вигляді латеральних субстанційних потоків.

4.1.1. Фізичні морфогенні С-ГЕС

Фізичні морфогенні С-ГЕС є об'єктами абіотичних наук про Землю – геоморфології, метеорології, гідрології та педології. Такі геоекологічні моделі конкретизують та доповнюють Б-ГЕС щодо різноманіт-



■ Рис. 4.1.
Концептуальна
схема організації
спеціальної
геоекосистеми

Основою С-ГЕС є наявна дисциплінарна геоекологічна модель, але одним із її введів слугує геосистема ФНП як вивід Б-ГЕС. Отже, геосистема ФНП є «містком» для забезпечення геопросторової та екологічної (змістовної) сумісності різних С-ГЕС у рамках Т-ГЕС. Сумісність також забезпечує централізована геопросторова база даних, яка надає інші вводи для С-ГЕС. Геосистему ФНП, яка є категорійною, необхідно певним чином параметризувати та перекласифікувати для того, щоб перетворити у вивід відповідної С-ГЕС. Якщо геосистема ФНП є векторною, її переважно перетворюють у растровий формат, оскільки більшість дисциплінарних геоекологічних моделей є растровими.

них фізичних процесів, які тепер характеризують переважно на підставі кількісних підходів. Фізичні морфогенні С-ГЕС відображають топічну складову абіотичних ландшафтних процесів, основними рушіями яких є сила земного тяжіння й теплова енергія, генерована сонячною радіацією.

Геоморфологічні морфогенні С-ГЕС використовують для моделювання процесів площинної та лінійної ерозії, які контролюються компонентами наземного покриву (характером землекористування й ерозійною резистентністю ґрунту) та рельєфу (ухилом і довжиною схилу), а також кліматом (режимом опадів) як зовнішнім фактором. Відношення між компонентами, параметризованими на підставі емпіричних даних, переважно визначають за допомогою регресії (Болюх та ін., 1976; Шебс, 1974; Renard et al., 1991). Найвідомішою дискретною морфогенною моделлю площинного змиву є *RUSLE* (Renard et al., 1991, 1997), про яку згадували раніше. Подібно до визначення потенціалу водної ерозії, просторові структури Б-ГЕС можна використовувати для територіальної екстраполяції кількісних розрахунків

вітрової ерозії (Woodruff, Siddoway, 1965; Youssef et al., 2012). Крім того, ареали Б-ГЕС застосовують для геопросторової інтерпретації оцінки зсувного потенціалу на підставі експертних (якісних), детерміністських та стохастичних моделей. У цих моделях вкладами є головні параметри рельєфу та приповерхневих (ґрунтоутворних) геологічних відкладів (Huabin et al., 2005; Meijerink, 1988). За допомогою просторових структур Б-ГЕС можна моделювати поширення інших геолого-геоморфологічних процесів – наприклад, осипищ/обвалів, лавин (Біланюк та ін., 2014; Тиханович, Біланюк, 2017), а також дефлюкції або суфозії. Крім того, на підставі цих просторових структур можна здійснювати інженерно-геоморфологічну оцінку території (Исаченко, 1980; Чалая и др., 1973; Fookes et al., 2007).

Геоморфологічні континуальні морфогенні С-ГЕС є досконалішим варіантом моделей екзогенних процесів. Наприклад, осучаснена версія моделі площинного змиву *RUSLE*, окрім дискретних введів, які можуть бути представлені просторовими структурами Б-ГЕС, передбачає контину-



■ Рис. 4.2.
Класифікація
спеціальних
геоекосистем

альні вводи довжини та ухилу схилів. Це дає змогу диференційовано відображати інтенсивність змиву ґрунту межах поля залежно від зазначених топографічних змінних (Мкртчян, 2004; Ямелинець, Кіт, 2007; Lim et al., 2005; Yitayew et al., 1999). У моделі вітрової ерозії *WEMO* (Okin, 2008; Webb et al., 2014) континуальними вводами є ймовірний розподіл швидкості вітру, а дискретними – резистентність ґрунту до вітрової ерозії та характер рослинності, просторову диференціацію яких можуть ефективно відображати морфогенні структури Б-ГЕС. Іншим типовим прикладом застосування континуальних С-ГЕС у геоморфологічних дослідженнях є моделювання ймовірності розвитку зсувних процесів. Як континуальні вводи тут застосовують різноманітні топографічні змінні, отримані за допомогою ЦМВ (ухили, кривизна тощо), а як дискретні – ареали поверхневих геологічних відкладів та ФНП, які збігаються зі структурами Б-ГЕС. Відношення між кількісними вводами встановлюють переважно на підставі статистичного аналізу місцеположення наявних зсувів із застосуванням логістичної регресії, теорій нечітких множин та ймовірності (Dai, Lee, 2001; Gorsevski et al., 2003; Huabin et al., 2005; Komac, 2006). У подібний спосіб моделюють ризики обвалів / осипищ та сходження лавин. У цих моделях дискретними вводами є компоненти наземного покриву Б-ГЕС, а континуальними – топографічні та кліматичні змінні, які визначають умови залягання снігу (Gruber, Bartelt, 2007; Noetzli et al., 2006).

Метеорологічні морфогенні С-ГЕС можуть відображати просторову диференціацію локального клімату, а також мезо- й макроклімату в сенсі М. Йошіно (Yoshino, 1975). Морфогенні структури Б-ГЕС, які зокрема передають розподіл потенційної природної рослинності, дають змогу уточнювати межі кліматичних регіонів на субглобальному рівні – у спосіб, запропонований Г. Т. Тревартою для корегування регіоналізації В. Кьоппена (Belda et al., 2014). Вод-

ночас зауважимо, що Б-ГЕС субглобального рівня, виділені на підставі морфотектур, не наслідують широтні кліматичні зони. Отже, дискретні морфогенні С-ГЕС найкраще підходять для інтегративної категорійної характеристики клімату. Щоправда, на «догісівському» етапі розвитку топокліматичних досліджень дискретні ландшафтні одиниці використовували для відображення кількісних характеристик – наприклад, для просторової інтерпретації мінімальних температур та оцінки ризиків вимерзання фруктових дерев (Davis, 1978). Дискретні морфогенні структури також добре передають просторову диференціацію температури поверхні ФНП у контрастних мозаїчних умовах, таких як урбанізовані ландшафти. У такому разі для визначення температури також використовують термальні дистанційні зображення (Ren et al., 2010; Zhou et al., 2011). Для категорійного відображення диференціації локальних кліматичних умов просторові структури Б-ГЕС можуть ускладнювати межами солярних та вітрових експозицій – так, як це зроблено на карті кліматопів гірської місцевості в Іберії (Moga, 2010).

Для геопросторового моделювання кількісних метеорологічних характеристик зазвичай застосовують континуальні ГЕС – пунктові дані метеорологічних вимірювань (наприклад, на метеостанціях) інтерполюють з використанням ЦМВ та похідних топографічних змінних. Це дає змогу реалістичніше передати просторову диференційованість метеорологічних елементів (переважно температури повітря й опадів) з урахуванням рельєфу місцевості (Мкртчян, Шубер, 2012; Chung et al., 2006; Daly et al., 2008; Dobrowski et al., 2009; Lookingbill, Urban, 2003; Willmott, Matsuura, 1995). Щоправда, за формальними ознаками такі континуальні ГЕС не можна класифікувати як С-ГЕС, оскільки для їхньої генерації здебільшого не використовують дискретні ареали Б-ГЕС. Характер ФНП беруть до уваги у локальних кліматичних геопросторових моделях урбанізованих територій,

оскільки він є важливим чинником топокліматичної контрастності. При цьому, як і в дискретних С-ГЕС, основну увагу звертають на диференціацію температури поверхні ФНП (Amiri et al., 2009; Ren et al., 2010). Структури ФНП, класифіковані за допомогою космозображень, використовують для геопросторової інтерпретації температури повітря на регіональному рівні (Giorgi et al., 2003; Jarvis, Stuart, 2001; Vogt et al., 1997).

Гідрологічні морфогенні С-ГЕС можна отримати через відповідні параметризацію й перекласифікацію ареалів Б-ГЕС без залучення додаткових геосистем-вводів. Такі ареали становлять гідротопи – відносно однорідні територіальні одиниці, які характеризують структурні ландшафтні чинники водного балансу. Їх використовують для сегментації неоднорідних водозборів у процесі гідрологічного моделювання (Flügel, 1995; Krysanova, White, 2015; Markstrom et al., 2008; Neitsch et al., 2011). Гідротопи відображають структурні особливості ландшафту, які впливають на умови схилового стоку, а також на перехоплення, інфільтрацію та евапотранспірацію опадів. Ідеться про водосмкість ґрунту, ухил поверхні, частку водонепроникних поверхонь, показник площі листя деревного ярусу тощо. Гідротопи доповнюють трансморфогенні гідрологічні моделі, які дають змогу досліджувати русловий стік з огляду на його фізичні, хімічні й біологічні властивості (►Розділи 4.2 і 4.3).

Педологічні морфогенні С-ГЕС можуть бути як дискретними, так і континуальними. Дискретні С-ГЕС наслідують просторову структуру Б-ГЕС і дають змогу відображати категорійні й кількісні ґрунтові характеристики, зумовлені як природними, так і антропогенними чинниками (Позняк та ін., 2003; Buol et al., 2011; Haase, 1968; McKenzie et al., 2008; Soil Survey Division Staff, 1993; Wielemaker et al., 2001). Дослідження та, зокрема картування ґрунту, який належить до наземного покриву

як виводу Б-ГЕС, нерозривно пов'язане з практикою міждисциплінарних досліджень ландшафту. Підтвердженням цього є методику картування ґрунтового покриву на підставі уявлення про ієрархічну організацію морфогенних ландшафтних структур (McKenzie et al., 2008; Wielemaker et al., 2001). Просторові структури Б-ГЕС можуть бути також ефективно використані для геопросторової інтерпретації спеціалізованих досліджень, спрямованих на з'ясування впливу рослинності й техногенних чинників на фізичні, хімічні й біологічні властивості ґрунту (Pouyat et al., 2007; Zeng et al., 2008).

У ґрунтознавстві, як і в топокліматології, широко застосовують геопросторові моделі з використанням континуальних даних ЦМВ та похідних топографічних змінних. Щоправда, велика частка таких моделей потрапляє в категорію дискретних ГЕС, оскільки висновками в них є дискретні геосистеми ґрунтових категорій, отримані класифікацією континуальних даних (Behrens et al., 2010; Carré, Girard, 2002; Drăguț et al., 2009; Zhu, 1997). Отже, до континуальних ґрунтових ГЕС о лише ті моделі, висновки яких відображають геопросторове поле розподілу якоїсь кількісної характеристики ґрунту – наприклад, потужності профілю й горизонту *A*, вмісту фосфору й карбону тощо, які пов'язують з певними топографічними змінними (Cressie, Kang, 2010; Gessler et al., 2000, 1995; Moore et al., 1993; Umali et al., 2012). Однак «повноцінні» ґрунтові С-ГЕС повинні містити морфогенні компоненти Б-ГЕС, які відображають диференціацію наземного покриву або ґрунотворних відкладів. Прикладом такої С-ГЕС може бути модель розрахунку карбону у ґрунті, в рамках якої до уваги беруть континуальні топографічні дані, а також дискретні геодані щодо класів ґрунту та ґрунотворних відкладів у поєднанні з геопросторовою інформацією щодо історичних змін у лісовому покриві. Екологічні відношення в цій моделі визначили за допомогою мето-

ду стохастичного лісу (Grimm et al., 2008). Огляду методів геопросторового моделювання ґрунтів, зокрема з використанням континуальних геоданих, присвячені спеціальні статті (Boettinger, 2010; McBratney et al., 2003), а також капітальна монографія І. Флоринського (Florinsky, 2012).

4.1.2. Біотичні морфогенні С-ГЕС

На відміну від абіотичних моделей ландшафту, в яких екологічні відношення між компонентами визначаються «жорсткими» детерміністськими фізичними законами, біотичні ГЕС ґрунтуються на складніших «м'яких» взаємодіях, які описують якісно або визначають як стохастичні й тоді кількісно характеризують з використанням імовірнісного підходу. Біотичні морфогенні С-ГЕС дають змогу характеризувати специфічні властивості популяцій та біоценозів на підставі емпірично визначених кореляційних відношень з екологічними компонентами Б-ГЕС.

Ботанічні морфогенні С-ГЕС, дискретні межі яких збігаються з ареалами Б-ГЕС, є продуктом «традиційного» картування рослинності – як фактичної (Brohman, Bryant, 2005; Dombois, Ellenberg, 1974), так і потенційної природної (Kalkhoven, Werf, 1988). Тепер екологічні компоненти та просторові структури Б-ГЕС, отримані за допомогою геотеледетекції, також використовують для автоматизованого визначення ймовірного видового складу рослинного покриву за допомогою спеціальних алгоритмів (Круглов, Божук, 2004; Кулачковський, Круглов, 2009; Brown de Colstoun et al., 2003; Franklin, 1995; Lucas et al., 2007; Xie et al., 2008). Ботанічні континуальні морфогенні С-ГЕС першочергово знайшли застосування у прогнозованому моделюванні (англ.: *predictive modeling*) поширення популяцій окремих видів, а також угруповань. Континуальний вивід таких ГЕС відображає геопросторовий розподіл імовірностей

знаходження модельованих популяцій або біоценозів у відповідних місцезонах. Вводами є геосистеми, що характеризують умови місцезростання – кліматичні й едафічні. Біокліматичні дані часто замінюють континуальними топографічними змінними (напр., альтитудою, відносною висотою, солярною або вітровою експозицією), які слугують сурогатами кліматичних показників. Континуальні геосистеми, які характеризують кривизну й ухили поверхні, також використовують для відображення едафічних умов, зокрема дренажності субстрату. Дискретні структури Б-ГЕС забезпечують вводи щодо властивостей ґрунту, а також фізіономії ФНП. Для параметризації й валідації таких моделей переважно використовують дані польових обстежень (Guisan, Zimmermann, 2000; Miller, Franklin, 2002; Van Niel, Austin, 2007; VanDerWal et al., 2009). Для реалізації прогнозних біотичних геоекологічних моделей є спеціальне ПЗ. Наприклад, програма *Maxent* визначає реалізовану екологічну нішу виду або екологічні обмеження поширення виду, на підставі виявлених локалітетів та геоданих, які описують екологічні умови (для цього можна використовувати ареали Б-ГЕС), а тоді моделює ймовірність поширення цього виду методом максимальної ентропії на підставі визначених екологічних обмежень (Merow et al., 2013; Phillips et al., 2006, 2017).

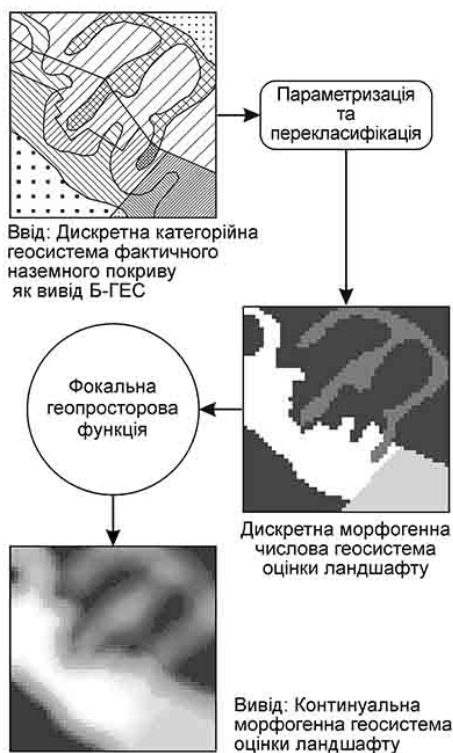
Зоотичні морфогенні С-ГЕС головню використовують у поєднанні з трансморфогенними структурами, оскільки ареали пробування та пересування тварини, особливо великих хребетних, здебільшого приурочені до стиків різних категорій Б-ГЕС – тобто мають екотонний характер. Виводом зоотичних ГЕС переважно є кількісні значення придатності ландшафту для пробування або переміщення певного виду, який відіграє роль суб'єкта оцінки. Такий вид називають фокальним (Beier et al., 2008) або модельним (Круглов та ін., 2010). З практичних міркувань, модельними оби-

рають види з відносно високими вимогами до свого оселища. Ці види природоохоронці називають парасолевыми (англ.: *umbrella species*), оскільки вважають, що підтримування їхньої популяції й оселища вимагає заходів, які забезпечують захист («парасольку») для багатьох інших видів та збереження природного ландшафту загалом. Переважно парасолевыми видами визнають великих хижаків, які формують вершину регіональної трофічної піраміди, або птахів, чутливих до ландшафтних дисбалансів, спричинених людиною (Roberge, Angelstam, 2004). Наприклад, для Українських Карпат одним із парасолевих видів можна вважати рись (*Lynx lynx*), яка потребує досить великого популяційного ареалу (понад 6000 га) та наявності інших великих диких тварин як здобичі (передусім косулі). Крім того, рись дуже чутлива до присутності людей (Деодатус та ін., 2010).

Основою для параметризації й делімітації зоотичних С-ГЕС є емпіричні дані щодо переміщення тварин, які збирають за допомогою різних польових методів, включно з візуальними спостереженнями, фотопастками й зоотелеметриєю (Kenward, 2001). Застосування різноманітних геопросторових моделей дає змогу, на підставі телеметричних та інших просторово-часових даних, виявляти диференціацію ймовірної щільності переміщень тварин, і в такий спосіб делімітувати ареали їхнього пробування (Cushman, 2010; Horne et al., 2007; Patterson et al., 2008; Steiniger, Hunter, 2013). Тоді ці ареали аналізують стосовно властивостей ФНП та інших геоекологічних характеристик, і на цій підставі визначають ландшафтні «преференції» різних видів тварин (Almpanidou et al., 2014; Dickson, Beier, 2007; Frair et al., 2005; Ovaskainen et al., 2008). Іноді на підставі площі та конфігурації розрізняють три категорії ареалів (ділянок) зоотичних С-ГЕС: популяційні, відтворювальні та інші. Популяційні ареали є достатньо великими для того, щоб забезпечувати пробування та від-

творення популяції щонайменше протягом десяти років. Відтворювальні ареали – це менші території, розмір яких достатній для підтримки поодинокого акту розмноження. Інші ареали замалі, щоб бути оселищами відповідного виду (Beier et al., 2008).

Дискретні морфогенні просторові структури ФНП безпосередньо застосовують для картування оселищ дрібних тварин, зокрема ентомофауни, які мають невеликі індивідуальні життєві ареали. Типовими прикладами можуть бути дослідження ареалів гусениць *Choristoneura pinus pinus* (Radeloff et al., 2000), короїдів (Meigs et al., 2011) або кліщів (Estrada-Peña et al., 2014) на підставі геоекологічного аналізу даних, здобутих за допомогою геотеледетекції. Для визначення умов пробування видів з життєвими ареалами географічної розмірності частіше застосовують континуальні морфогенні С-ГЕС, які дають змогу відображати не лише придатність для пробування виду на підставі екологічної структури (напр., наявність певної рослинності як харчової бази) конкретного місцеположення, але й просторової структури його сусідства на підставі концепції екотону (Lidicker, 1999; Merriam, Wegner, 1992; Risser, 1995). Наприклад, для оцінки придатності ландшафту для пробування зубра (*Bison bonasus*) обрахували співвідношення різних типів ФНП у межах круглого околу радіусом 300 м, який відображає ареал, доступний тварині для огляду (Круглов та ін., 2010), а також узяли до уваги розміри й конфігурацію ареалів ФНП (Kuemmerle et al., 2010). Це дало змогу визначати ландшафтну щільність екотонів ліс-лука, у яких харчується зубр, а також площу внутрішніх зон лісу, у яких тварини можуть переховуватися від людей. Для цього застосували функції фокальної статистики ГІС (Chang, 2013) та ландшафтометрії (O'Neill et al., 1988; Uuemaa et al., 2013; Vogt et al., 2006). У результаті такого аналізу дискретні геодані щодо наземного покриття трансформували в континуальні геосистеми оцінки оселища модельного виду (■Рис. 4.3).



■ Рис. 4.3. Концептуальна схема трансформації базової геоекосистеми в континуальну морфогенну спеціальну геоекосистему

Параметризація полягає у присвоєнні різним категоріям ФНП, або іншим компонентам Б-ГЕС, кількісних показників, які характеризують, наприклад, придатність ландшафту для пробування певного виду тварин. Така параметризація звично супроводжується перекласифікацією. Якщо оригінальна геосистема ФНП є векторною, то її перетворюють у растрову. Внаслідок цих процедур отримують растрову дискретну кількісну геосистему відповідної оцінки ландшафту. Тоді за допомогою геопросторової функції фокальної статистики (див. ► Розділ 1.4) таку дискретну геосистему трансформують у континуальну морфогенну геосистему, яка відображає ландшафт як еко-тон (напр., Круглов та ін., 2010).

4.1.3. Суспільні морфогенні С-ГЕС

Виводи суспільних морфогенних С-ГЕС, делімітовані з використанням просторових структур Б-ГЕС, представляють територіальну диференціацію демографічних, соціальних та економічних властивостей ланд-

шафту. Вони добре передають фізичні межі різних господарських категорій земель, які відображаються у структурі ФНП, тож можуть бути ефективно використані для картування населення й господарства, а також для секторальної й інтегрованої оцінки земельних ресурсів у рамках розробки планів розвитку територій (див. також ► Розділ 3.4). На відміну від традиційних статистичних територіальних одиниць (переписних округів, АТО тощо), якими переважно оперує економічна географія, суспільні морфогенні С-ГЕС забезпечують сумісність з іншими ландшафтними моделями в рамках Т-ГЕС, а також надають точнішу геопросторову прив'язку земельних ресурсів.

Згідно з сучасними уявленнями земельні ресурси інвентаризуємо й оцінюємо як екосистемні послуги (регуляторні / підтримувальні, постачальні та культурні – див. ► Розділ 1.3.2), «генератором» яких є головна властивість ФНП (напр., Burkhard et al., 2012). Подібний підхід застосовували давніше в рамках «радянського» прикладного ландшафтознавства (Исаченко, 1980; Шищенко, 1988) та німецькомовної прикладної ландшафтної екології (Bastian, Schreiber, 1999). Щоправда, тоді була інша термінологія – екосистемні послуги називали функціями та природними потенціалами ландшафту (Bastian, 2000). До того ж, основний наголос робили на оцінці ландшафтних ресурсів як потенційних постачальних послуг (Исаченко, 1980). Як зазначали раніше, морфогенні С-ГЕС добре моделюють топічні структури й процеси, на підставі яких можна оцінювати потенціал екосистемних послуг, пов'язаних зі стаціонарними екологічними компонентами. Фактичні екосистемні послуги, які здебільшого пов'язані з латеральними ландшафтними потоками (напр., переміщеннями / наближеністю людського населення), досліджують за допомогою складніших трансморфогенних суспільних С-ГЕС (► Розділ 4.2.3).

Демографічні морфогенні С-ГЕС дають змогу відображати просторовий розподіл

кількості та щільності населення у ландшафті. Для цього використовують дискретні ареали ФНП, які відображають різні архітектурні класи житлової забудови (напр., Круглов, Миллер, 1993) або, у випадку дрібномасштабних даних, мозаїки сільбищних та незаселених територій (напр., Ellis, Ramankutty, 2008). Для визначення кількості людей, які проживають у цих ареалах, застосовують різні методи й допоміжні дані. Звичним є використання даних переписних округів, які дезагрегують за ареалами ФНП (напр., Freire, Aubrecht, 2012; Mennis, 2003). Дезагрегацію здійснюють за допомогою різних статистичних методів, зокрема стохастичного лісу (Stevens et al., 2015). На регіональному й глобальному рівнях також застосовують інтерпольовані дані щодо щільності населення (Tobler et al., 1995) й інтенсивності нічного освітлення людських поселень (Elvidge et al., 1999). У поєднанні з ареалами ФНП ці континуальні геодані дають змогу картувати щільність населення великих урбанізованих територій (Schneider et al., 2010, 2003) та створювати деталізовані геодані розподілу населення залежно від екологічних умов на глобальному рівні (Ellis, Ramankutty, 2008).

Сільськогосподарські та лісгосподарські морфогенні С-ГЕС відображають економічні властивості, відповідно, сільськогосподарських та лісових угідь, виділених на підставі Б-ГЕС. Це можуть бути різноманітні характеристики, пов'язані з постачальними екосистемними послугами, які дуже близькі до біоекологічних властивостей ландшафту – наприклад, урожайність сільськогосподарських культур, бонітет та класи віку лісгосподарських насаджень, продуктивність лук, наявні запаси деревини тощо. На додачу, такі С-ГЕС добре передають просторову диференціацію підтримувальних та постачальних екосистемних послуг – наприклад, водорегулювальних (потенціалу водної ерозії), кліматорегулювальних (обсягів депонованого атмосферного вуглекислого газу), підтримки біоріз-

номаніття (якості оселищ загрожених видів) тощо. Так само, сільсько- та лісгосподарські С-ГЕС можна використовувати для оцінки потенціалу культурних екосистемних послуг – наприклад, придатності ландшафту для різних видів активної рекреації.

Ринкові монетарні характеристики угідь морфогенні С-ГЕС передають погано, оскільки не відображають особливості економіко-географічного положення (близькість до доріг та іншої інфраструктури тощо). Однак наявність єдиного просторового каркасу ареалів Б-ГЕС створює умови для ефективної інтеграції секторальних оцінок різних екосистемних послуг. Прикладом поєднаного визначення регуляторних та постачальних екосистемних послуг може бути інтегрований аналіз сільськогосподарських угідь з огляду на розвиток водної ерозії ґрунту та на продуктивність різних культур (Kruhlov et al., 2008a). Такий підхід дає змогу оцінити економічну вигоду не лише від вирощування певних культур, але й від упровадження протиерозійних заходів (Bastian et al., 2013).

Промислові морфогенні С-ГЕС застосовують для дослідження індустріальних територій, зокрема гірничих, у зв'язку з впливом на довкілля, оцінкою земельних ресурсів та способами й вартістю рекультивації ландшафту. Просторові структури Б-ГЕС можуть бути використані для багатофункціональної оцінки проекту рекультивації ландшафту великої індустріальної території. Під багатофункціональністю розуміють здатність ландшафту задовольняти екологічні, соціальні, економічні й естетичні потреби людей (Ling et al., 2007). Такий підхід може стосуватись ландшафтів гірничопромислових територій (Іванов, 2007; Sklenička, Lhota, 2002). Зауважимо, що необхідним компонентом суспільно-геоекологічного дослідження індустріальної території є визначення її економічних та / або соціальних властивостей.

Естетичні (рекреаційні) морфогенні С-ГЕС можна виділити в окремий клас

суспільних моделей ландшафту, які використовують для його характеристики як краєвиду в рамках рекреаційної оцінки. Питання естетичної оцінки ландшафту, яке належить до царини біохейвіористської географії (Голд, 1990), розглядали задовго до виникнення концепції культурних екосистемних послуг (Эрингис, 1975; Appleton, 1975). Вважають, що значною мірою естетику ландшафту визначають розчленованість рельєфу й різноманітністю наземного покриву (Гродзинський, Савицька, 2005). Тому естетичну привабливість ландшафту можна виміряти за допомогою ландшафтометричних показників (Uuemaa et al., 2013), які дають змогу «об'єктивізувати» процес оцінювання та перейти від польового оцінювання краєвиду як психологічного образу-гештальту (Голд, 1990) до аналізу його просторової структури на підставі геопросторових моделей морфогенних ландшафтних структур (Casado-Arzuaga et al., 2013; Dean, Lizarraga-Blackard, 2007; Dramstad et al., 2006; Ode et al., 2008).

Різні класи ФНП оцінюють з огляду на привабливість їхнього зовнішнього аспекту (фізіономії) або внутрішньої екологічної структури для суб'єктів естетичної оцінки – наприклад, рекреантів. Оскільки ареали переміщення людей та поля їхнього зору (основного чуття, яким сприймають ландшафт) співмірні з відповідними характеристиками великих тварин, то й методи делімітації й оцінки естетичних морфогенних С-ГЕС подібні на методи, які застосовують щодо зоотичних морфогенних С-ГЕС (див. ►Розділ 4.1.2). Ідеться про те, що у процесі естетичної оцінки увагу звертають не на окремі ареали Б-ГЕС, а на розмаїття їхньої мозаїки в певному околі, яку визначають за допомогою фокальної геопросторової функції. Наприклад, мозаїки ФНП різної фізіономії (луку, хвойний ліс, широколистяний ліс, поселення тощо) у басейні р. Сян оцінили з огляду на різноманіття в круглому околі радіусом 300 м. У результаті отримали континуальну естетичну морфо-

генну С-ГЕС, яка відображає різноманіття ландшафту як краєвиду. Також припустили, що естетична привабливість ландшафту є вищою там, де вище його візуальне різноманіття (Кулачковський, Круглов, 2016). Додамо, що як і в більшості інших випадків, делімітація естетичних морфогенних С-ГЕС є першим кроком до характеристики складніших трансморфогенних С-ГЕС – видозборів (►Розділ 4.2.3). Конкретний приклад естетичної оцінки ландшафту наведений у ►Розділі 5.4.3.

4.2. Трансморфогенні С-ГЕС

Трансморфогенні (потоків) С-ГЕС застосовують головню для відображення різноманітних фізичних, біотичних та суспільних ландшафтних латеральних потоків, які реалізують екологічну поєднаність території. Через це потоків С-ГЕС передають топологічні залежності у ландшафті. Первинними є *континуальні трансморфогенні С-ГЕС*, оскільки їхній вивід визначає глобальна геопросторова функція віддаленості від певних місцеположень-осередків. Однак у результаті подальшої дискретизації континуального поля віддаленості можна отримати *дискретні трансморфогенні С-ГЕС* з околами у вигляді ареалів або ліній, які відображають граничне значення віддаленості / наближеності від / до околів. Одним із введів трансморфогенних С-ГЕС є морфогенна С-ГЕС, яка представляє зони «опірності» ландшафту модельованому латеральному потоку (див. ►Розділ 2.3, ►Рис. 2.7). Нагадаємо, що морфогенні С-ГЕС є продуктами моделювання з використанням геосистеми Б-ГЕС (див. ►Розділ 4.1). Окремим випадком є *дискретні трансморфогенні статистичні С-ГЕС*, які охоплюють гетерогенні ділянки ландшафту, але не мають визначених осередків (див. ►Розділ 2.3).

4.2.1. Фізичні трансморфогенні С-ГЕС

Фізичні латеральні ландшафтні потоки головню контролюються силою земної гравітації. Через це фізичні трансморфогенні ГЕС переважно відображають переміщення поверхневих та ґрунтових вод, поверхневих геологічних відкладів і ґрунту, а також приземного повітря, спрямовані за падінням схилів. Щоправда, переміщення повітря та, відповідно, еолових наносів може відбуватися у напрямках, які не збігаються з вектором гравітації через макроциркуляційні обставини. Однак у більшості випадків фізичних трансморфогенних С-ГЕС ідеться про гравітаційні конвергентні потоки, які наслідують шляхи стікання води, і які можна моделювати за допомогою геопросторової функції акумуляції стоку з використанням ЦМВ (напр. Chang, 2013). Осередками таких ГЕС є зливи водозборів – пункти або ареали (у випадку замкнутих понижень), розташовані у відносно низьких місцезположеннях (тальвегах або улоговинах), у яких відбуваються концентрація й акумуляція стоку. Через це такі *гравітаційно-конвергентні* ландшафтні моделі альтернативно називаємо *водозбірними С-ГЕС* (■Рис. 4.4). Водозбірні ГЕС нерідко відображають за допомогою мережних ієрархічних структур, побудованих на підставі ранжування водотоків методами Стралера або Шріва (Fürst, Hörhan, 2009; Shreve, 1966).

М. Гродзинський (2014) виділяє «парадинамічні райони» як ареали дивергентних гравітаційних потоків, які розходяться в різні боки від вододілів і обмежені тальвегами. Отже, такі ландшафтні структури є «оберненими» до водозборів. Назва «парадинамічний район» видається невдаю, адже прикметник «парадинамічний» у цьому контексті означає «споріднено динамічний», тож стосується будь-яких трансморфогенних ГЕС. З огляду на це пропонуємо ландшафтні структури такої

конфігурації називати конкретніше – як *вододільні* або *гравітаційно-дивергентні С-ГЕС* (■Рис. 4.5). Оскільки дивергентні гравітаційні потоки, на відміну від конвергентних, фізично не впливають на осередки-вододіли, від яких розходяться, то підхід на основі вододільних С-ГЕС не видається перспективним для аналізу фізичних ландшафтних процесів. Однак він може бути корисним у деяких випадках – наприклад, для аналізу придатності ландшафту для гірськолижних спусків. У такому разі осередок, розташований на вододілі, характеризують з огляду на властивості тієї ділянки ландшафту (околу вододільної С-ГЕС), через яку можуть спускатися лижники, які стартували з відповідного осередку. Отже, вододільні С-ГЕС можуть бути використані для планування гірськолижних полів і трас.

Геоморфологічні трансморфогенні С-ГЕС переважно мають конфігурацію водозбірних С-ГЕС, оскільки провідними агентами екзоморфогенезу здебільшого є гравітаційні та флювіальні процеси. Водозбірні С-ГЕС, наприклад, доповнюють та розширюють континуальну морфогенну модель площинного змиву *RUSLE* функціональністю визначення обсягів змитого ґрунту у вигляді руслових наносів на басейновому рівні (Lim et al., 2005). Детальніше такі моделі будуть розглянуті в параграфі, присвяченому гідрологічним С-ГЕС, зокрема гідрологічним ландшафтним симуляторам.

Метеорологічні трансморфогенні С-ГЕС на основі водозбірної моделі поки що не знайшли широкого застосування. Щоправда, гравітаційно-конвергентну модель розглядають як перспективну для картування мінімальної температури через визначення потенціалу акумуляції холодного повітря (Chung et al., 2006). Водозбірну ГЕС також використовують для відображення локальної гірсько-долинної циркуляції повітря (Kuwaigata, Kimura, 1995). Все ж, ці трансморфогенні метеорологічні моделі не є найкращими прикладами С-ГЕС, оскільки

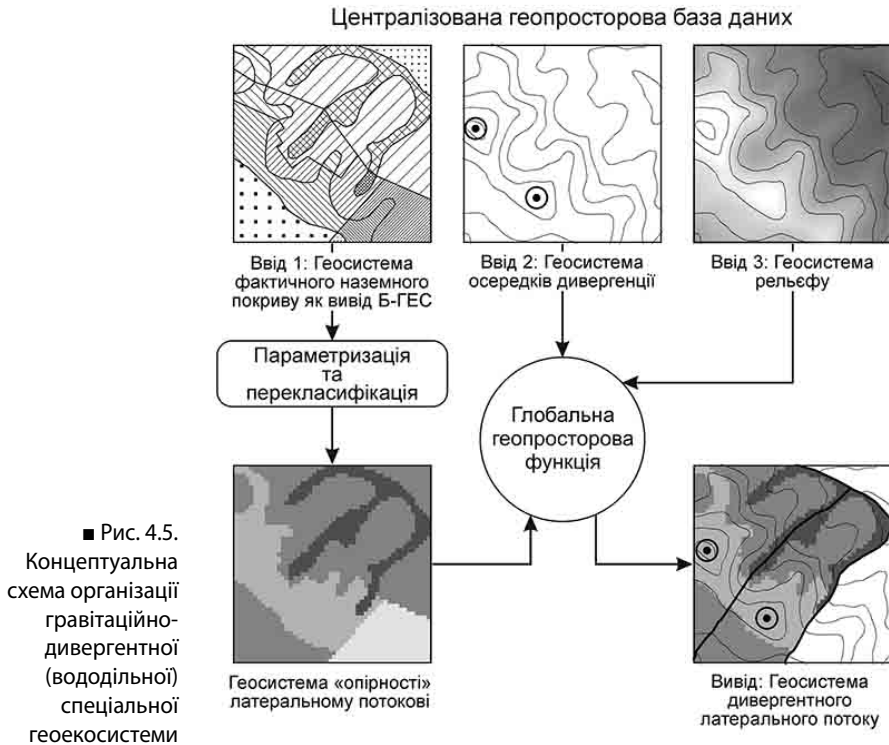
для їхньої делімітації не застосовують геосистему Б-ГЕС / ФНП. Метеорологічними можна вважати трансморфогенні С-ГЕС поширення пожежі в лісовому ландшафті (Hargrove et al., 2000), оскільки одним із важливих факторів цієї дистурбації є напрямок та сила вітру. Такі ГЕС реалізують у вигляді спеціальних ландшафтних симуляторів, вводи у які слугують геосистеми поля вітру (швидкість і напрямок), топографічних змінних (альтitudи, ухилу, експозиції), а також параметрів деревостанів, які характеризують запаси палива й вологість (Finney, 2006). Параметризацію пожежонебезпечності деревостанів мож-

на здійснювати на підставі геоданих щодо ФНП.

Гідрологічні трансморфогенні С-ГЕС є найпоширенішою та найскладнішою категорією фізичних моделей ландшафту в цьому класі. Вони дають змогу визначати властивості руслового стоку як функцію фонових клімату та структури ландшафту у водозборі. Отже, вводи таких гідрологічних ГЕС є геосистеми водозборів, фонових кліматичних змінних (напр., опадів), а також Б-ГЕС, параметризованих як гідротопи (Krysanova, White, 2015). Останні відображають структурні особливості ландшафту, які впливають на умо-



Виводом цього класу С-ГЕС є властивості гравітаційного латерального потоку (напр., водного стоку) в осередках – зливах водозборів, позначених на схемі чорними трикутниками. На властивості латерального потоку в осередках впливає конфігурація (площа й морфологія) відповідних околів-водозборів. Ця конфігурація залежить від місцезположення осередків (Ввід 2), рельєфу місцевості (Ввід 3) та морфології ФНП, яка формує зони «опірності» ландшафту латеральному потоку (Ввід 1). Ці зони відображають, наприклад, умови схилового стоку. Крім того, властивості латерального потоку залежать від інших ввідів (напр., метеорологічних компонентів), які не відображені на схемі. В основу операторів цього класу С-ГЕС покладено глобальні геопросторові функції, які аналогічні стандартним функціям гідрологічного аналізу в ГІС, за допомогою яких визначають напрям і акумуляцію стоку та межі водозборів на підставі ЦМВ (напр., Chang, 2013).



Осередками в цьому класі трансморфогенних С-ГЕС є пункти, лінії або полігони, розташовані на вододілах (Ввід 2). Їх характеризують з огляду на властивості ландшафту в межах їхніх околів, обмежених тальвегами. Границі околів визначають на підставі рельєфу (Ввід 3), а властивості ландшафту в межах околів – за допомогою даних щодо ФНП (Ввід 1) та, можливо, інших геоданих, які не відображені на схемі. Визначати межі околів можна було б автоматизовано за ЦМВ із застосуванням спеціалізованої глобальної геопросторової функції ГС, але вона потребує розробки. Альтернативно, межі вододільних околів можна виділяти мануально. Для ландшафтно-характеристики околів на підставі ФНП та інших геоданих застосовують локальні й зональні геопросторові функції (див. ►Розділ 1.4).

ви схилового стоку (див. ►Розділ 4.1.1). Ранні гідрологічні моделі були доволі простими кореляційними системами, які базувались на визначенні статистичної залежності, наприклад, між вимірними кількостями опадів та витратами (Clarke, 1973; Duckstein et al., 1972; Kelman, 1980; Salas et al., 1980; Sorooshian, Dracup, 1980) або між концентрацією хімічних сполук у стоці та структурою ФНП басейну (Wendt, Coreu, 1980). Однак тепер для моделювання властивостей руслового стоку застосовують доволі складні динамічні процесні моделі, які потрапляють у розряд ландшафтних симуляторів. Вони описані в ►Розділі 4.3.

Педологічні трансморфогенні С-ГЕС, так само як й інші моделі в цьому класі, ґрунтуються на водозбірному підході. Першочергово йдеться про розширену до рівня водозбору модель площинного змиву ґрунту *RUSLE* (Lim et al., 2005), яку можна вважати як геоморфологічною, так і педологічною. Крім того, для дослідження просторової диференціації властивостей ґрунту, як вторинні вводи, використовують топографічні змінні, здобуті на підставі водозбірного підходу. Зокрема це складений топографічний індекс, також відомий як індекс вологості ґрунту, який відображає співвідношення між площею водозбору й ухилом поверхні (Moore et al., 1993). За-

стосування цієї топографічної змінної у поєднанні з геосистемою ФНП дає змогу отримувати континуальні геодані, які краще передають просторову диференціацію кількісних властивостей ґрунту (напр., потужність горизонту *A*, запаси карбону), ніж звичайні ґрунтові карти (Gessler et al., 2000).

Статистичні водозбірні С-ГЕС застосовують для менеджменту земельних ресурсів (екосистемних послуг). На відміну від процесних гідрологічних ГЕС, такі геопросторові моделі не відображають безпосереднього впливу ландшафту на русловий стік, але дають змогу обліковувати співвідношення різних класів ФНП та підтримувати їх на рівні встановлених природоохоронних нормативів. Наприклад, є законодавча вимога підтримувати лісистість на рівні понад 65 % у карпатських водозбірних басейнах площею до 2000 га (КМУ, 2008).

4.2.2. Біотичні (зоотичні) трансморфогенні С-ГЕС

Біотичні трансморфогенні С-ГЕС головним чином відображають переміщення великих тварин у ландшафті, і через це їх можна альтернативно називати зоотичними трансморфогенними С-ГЕС. Ботанічні С-ГЕС, які моделюють відносно повільні процеси міграції рослин, переважно реалізують за допомогою ландшафтних симуляторів, тож вони розглянуті в ►Розділі 4.3.2. На відміну від фізичних потоків, на які вирішальний вплив мають гравітація або напрям вітру, переміщення тварин у ландшафті має менш передбачуваний характер і може здійснюватися в різних напрямках. Великі тварини мають значні ареали пробування з різними типами ФНП, які слугують для відпочинку, пересування, харчування, народження та кормління потомства тощо. Як уже згадували в ►Розділі 4.1.2, такі гетерогенні ландшафтні ареали характеризують як екотони за допомогою функцій фокальної статистики та ландшафтометрії

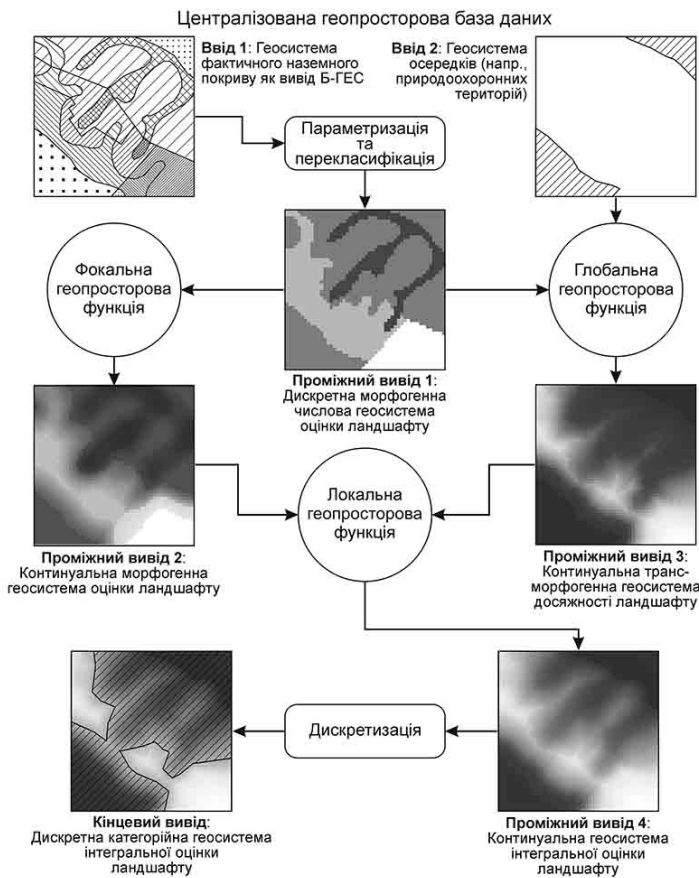
у рамках зоотичних морфогенних С-ГЕС (див. ►Рис. 4.3). Однак трансморфогенні С-ГЕС дають змогу доповнювати зоотичні ландшафтні моделі факторами віддаленості від безпечних осередків оселищ (напр., заповідних лісових масивів) та дистурбацій (напр., людських поселень і шляхів сполучення), і в такий спосіб повніше відображати придатність території для пробування й міграції тварин.

Ідея зоотичних трансморфогенних ГЕС стала основоположною для американської ландшафтної екології. Вона виникла в рамках дослідження впливу фрагментованості лісового покриву, зумовленої сільськогосподарським освоєнням, на життєвість популяцій лісових тварин. На підставі цих досліджень була сформована концепція екологічної поєднаності ландшафту як його фундаментальної зоотичної характеристики (Fahrig, Merriam, 1985; Merriam, 1984). Ця концепція була значною мірою запозичена з так званої острівної біогеографії, яка досліджує зв'язки між віддаленістю оселища-острова від «континенту» та його видовим різноманіттям (MacArthur, Wilson, 1967). Її трансформували в уявлення про ландшафтну зоотичну мережу, яка складається з окремих осередків оселищ тварин («континентів» та «островів»), сполучених між собою міграційними коридорами (Forman, 1995; Urban et al., 2009). М. Гродзинський (2014) позначає такі зоотичні геопросторові утворення як біотично-мережні структури ландшафту. Однак частіше вживають термін «екологічні мережі» (напр., Шеляг-Сосонко та ін., 2004; Linehan et al., 1995), і саме він вкоренився у природоохоронному законодавстві (напр., ВРУ, 2004; Jongman et al., 2011).

Слід зазначити, що застосування терміна «екологічна мережа» для позначення ареалів пробування та міграції тварин невіддале з огляду на кілька моментів, які можуть призводити до непорозуміння. По-перше, словосполучення «екологічна мережа» також вживають у сенсі екологічної тро-

фічної мережі – енергетичної моделі біо-екологічного комплексу як поєднання продуцентів, консументів і редуцентів (напр., Ulanowicz, 2004). По-друге, термін «екологічна мережа» застосовують для територій з офіційним природоохоронним статусом (напр., ВРУ, 2004; Jongman et al., 2011),

але тварини мігрують різними шляхами, які не завжди збігаються з «коридорами», визначеними для них людьми. На відміну від офіційних «екомереж», зоотичні трансморфогенні ГЕС фіксують ці шляхи об'єктивніше – на підставі наукової інформації. По-третє, термін «екологічна мережа» не



■ Рис. 4.6.
Концептуальна
схема
трансморфогенної
зоотичної
спеціальної
геоекосистеми

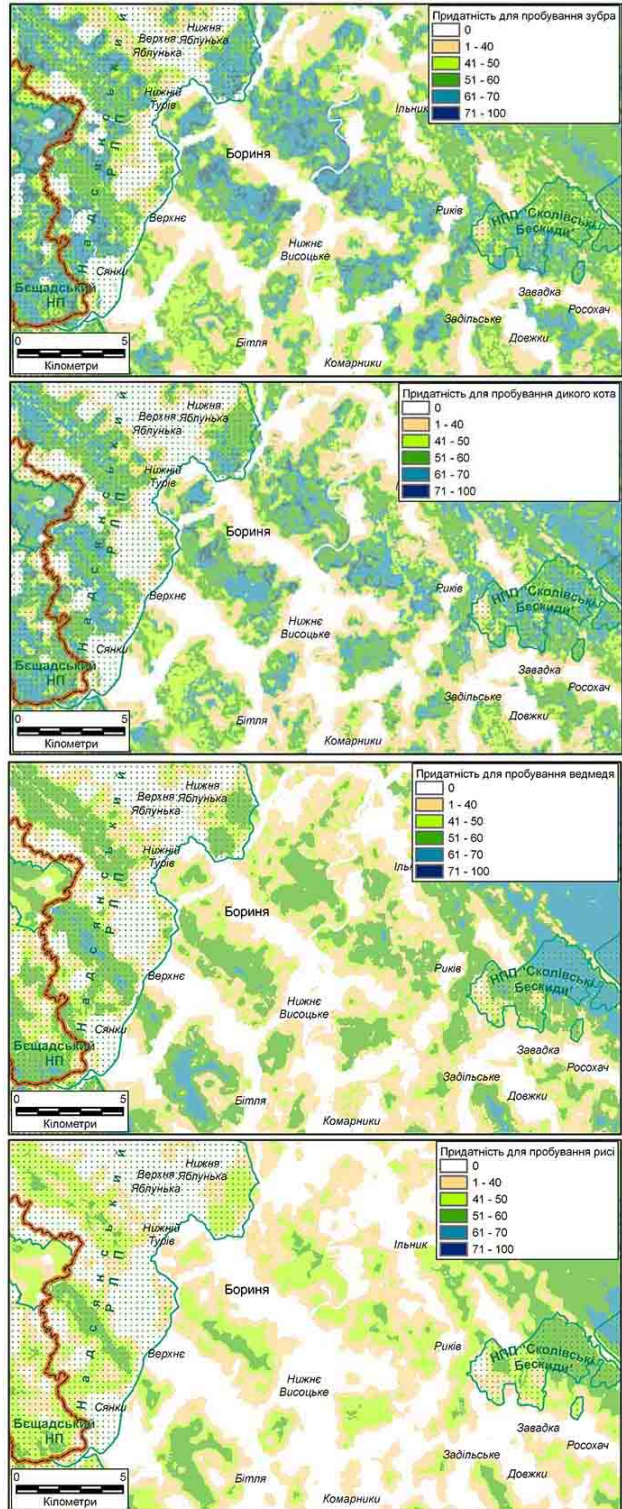
Ця схема поєднує континуальну морфогенну геосистему оцінки морфології ландшафту як оселища певного виду (Проміжний вивід 2), яка відображає ландшафт як екотон (див. також Рис. 4.3), з континуальною трансморфогенною геосистемою досяжності ландшафту для цього виду (Проміжний вивід 3) з осередків (Ввід 2) – наприклад, популяційних ареалів, які мають природоохоронний статус. На досяжність кожного окремого місцеположення впливає не лише евклідова відстань від осередків, але й морфологія ландшафту на шляху до цього місцеположення, яку кількісно оцінюють щодо «опірності» просуванню на підставі геосистеми ФНП (Проміжний вивід 1) та, можливо, інших геопросторових даних (напр., ухилу рельєфу), які не відображені на схемі. За допомогою локальної геопросторової функції поєднують континуальні геосистеми оцінки ландшафту як оселища (Проміжний вивід 2) та його досяжності (Проміжний вивід 3) у континуальну геосистему інтегральної оцінки ландшафту для пробування виду (Проміжний вивід 4). На завершення, така континуальна геосистема може бути дискретизована на оцінкові класи (Кінцевий вивід) на підставі певних порогових значень – наприклад, на ареали, досяжні та придатні для пробування виду (заштриховані) та недосяжні та/або непридатні. Тоді досяжні та придатні ареали можуть бути поділені на популяційні, відтворювальні та інші (Круглов та ін., 2010).

відображає суті поняття – адже йдеться про зоотичну поєднаність території. Через це, наприклад, у планах територіального розвитку під екологічною мережею нерідко розуміють сукупність природоохоронних об'єктів певного регіону без огляду на їхню зоотичну поєднаність (Kruhlov, 2014). По-четверте, зоотичні оселища не завжди мають вигляд мереж – у малопорушених людиною регіонах вони мають форму великих, іноді «перфорованих», ареалів. З огляду на ці моменти, пропонуємо термін «екологічна мережа» застосовувати винятково для позначення офіційних природоохоронних територій.

Висновками зоотичних трансморфогенних С-ГЕС є геосистеми кількісних або якісних показників придатності ландшафту для переміщення тварин певного виду. Вводами слугують морфогенні геосистеми, які відображають локальні характеристики оселища цього виду, і їх делімітують на підставі аналізу Б-ГЕС (див.►Розділ 4.1.2), а також геосистеми віддаленості від осередків дистурбацій або / та місць відносно безпечного пробування (Круглов та ін., 2010; Almprianidou et al., 2014; Kuemmerle et al., 2010). Отже, морфогенні вводи відіграють роль зон «опірності» ландшафту до міграції тварин та / або поширення дистурбацій. Континуальні висновки зоотичної трансморфогенної моделі ландшафту можна дискретизувати на підставі певних граничних значень і отримати ареали оселища відповідного тваринного виду (■Рис. 4.6, 4.7 і 4.8). Оскільки різні види тварин мають відмінні «преференції» щодо ландшафтних умов, то розміри та просторові конфігурації ареалів їхніх пробування й міграції можуть істотно відрізнятися (див.■Рис. 4.7 і 4.8). Наприклад, бобри та видри тяжіють до водотоків, а вовки мігрують підвищеними вододілами, які забезпечують добрий огляд місцевості. Тож у практичній площині зоотичні трансморфогенні С-ГЕС делімітують переважно для парасолевих видів (див.►Розділ 4.3.2).

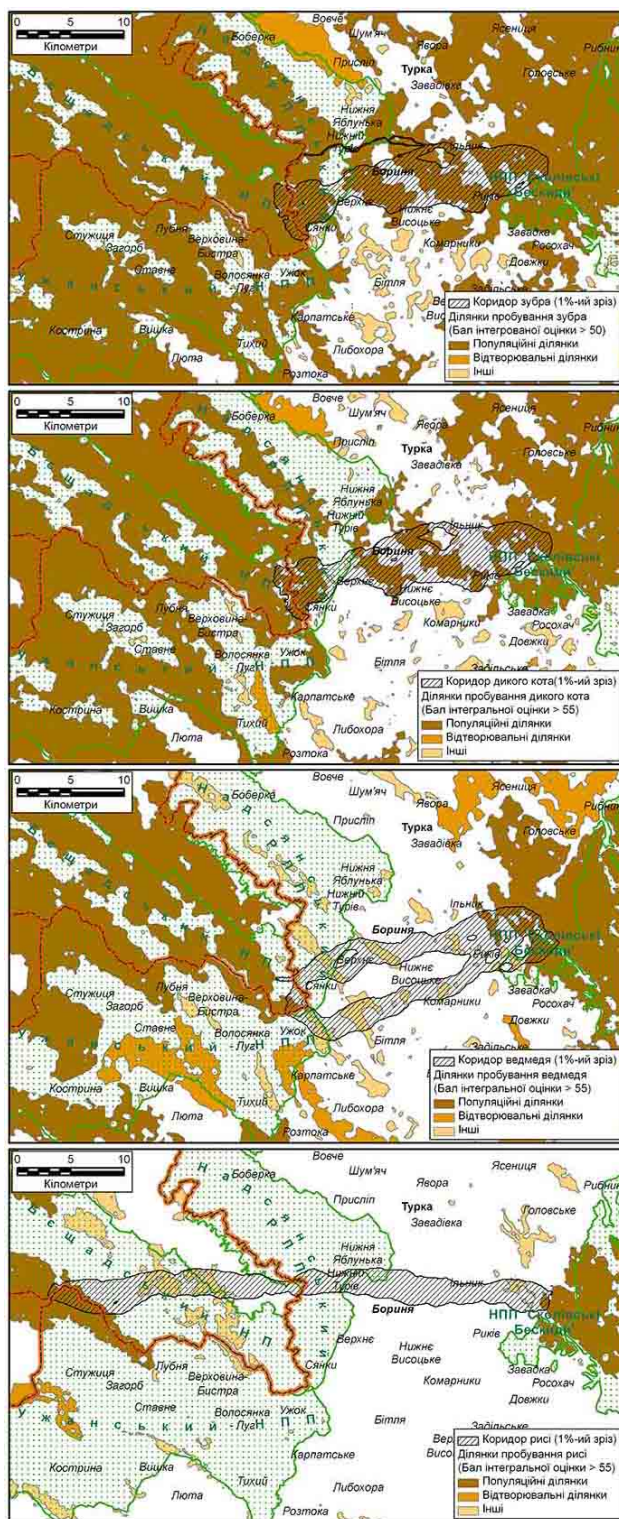
Для оцінки морфології ландшафту як оселища модельних видів, а також для делімітації зоотичних коридорів, створили спеціалізоване ПЗ *Corridor Designer* (<http://www.jennessent.com/arcgis/corridor.htm>; Прочитано: 20.11.2019), яке розширює функціональні можливості комерційного пакету *ArcGIS*. Це ПЗ дає змогу оцінювати придатність ландшафту для пробування певного зоотичного виду на підставі морфогенних структур ФНП та елементів мезорельєфу, які є компонентами Б-ГЕС. На додачу, алгоритм використовує ці структури як зони «опірності» рухові тварин для визначення оптимального сполучення між популяційними ареалами за допомогою глобальної геопросторової функції, і в такий спосіб визначає зоотичні коридори у фрагментованому ландшафті (Beier et al., 2008; Dickson, Beier, 2007; Jenness et al., 2013). На жаль, наш досвід показав, що цей алгоритм потребує вдосконалення, оскільки ПЗ може нереалістично делімітувати шляхи міграції тварин у щільно заселеному ландшафті (див.■Рис. 4.8). Тому зоотичні коридори надійніше виділяти мануально на підставі морфогенних зоотичних моделей (■Рис. 4.9; Круглов та ін., 2010; Deodatus et al., 2013).

Дослідження ландшафтів як зоотичних трансморфогенних С-ГЕС для збереження життєвих популяцій і оселищ диких тварин є одним із найважливіших глобальних природоохоронних завдань (United Nations, 1992). Зоотичну поєднаність ландшафту треба брати до уваги у планах територіального розвитку всіх рівнів (Мінрегіонбуд України, 2011). На сильно антропогенізованих територіях навіть доводиться змінювати структуру ФНП та фізично створювати сполучні території – лінійно висаджувати чагарники й дерева для міграції дрібних тварин, будувати переходи через автомагістралі для міграції оленів тощо. У менш перетворених ландшафтах можна делімітувати наявні зоотичні міграційні шляхи на підставі досліджень та надати їм офіційного природоохоронного статусу екокори-



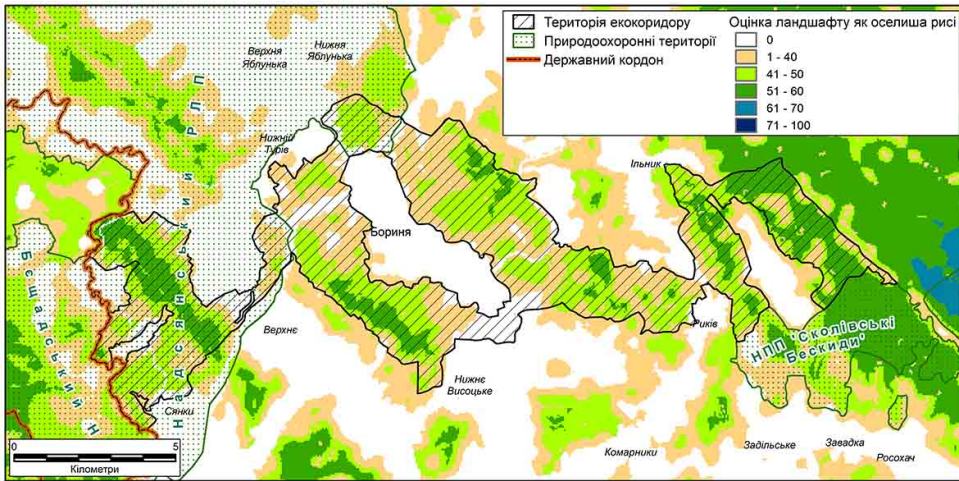
■ Рис. 4.7. Зоотичні континуальні спеціальні геоєкосистеми околиць Турківського екокоридору (за: Круглов та ін., 2010)

Континуальні геоєкосистеми інтегральної оцінки ландшафту для пробування ведмедя (*Ursus arctos*), рисі (*Lynx lynx*), зубра (*Bison bonasus*) та дикого kota (*Felis sylvestris*) синтезовані на підставі підходу, відображеного на Рис. 4.6. Кінцеві значення інтегральної оцінки стандартизовані за бальною шкалою від 0 до 100. Методика детально описана в окремих публікаціях (Круглов та ін., 2010; Deodatus et al., 2013). Добре видно, що ландшафт більше придатний для пробування зубра і дикого kota, які тяжіють до лісо-лучних екотонів, ніж для ведмедя та, особливо, рисі, які надають перевагу внутрішнім зонам лісових масивів, віддаленим від поселень і доріг.



■ Рис. 4.8. Зоотичні дискретні спеціальні геоекосистеми околиць Турківського екокоридору (за: Круглов та ін., 2010)

Дискретні геосистеми інтегральної оцінки ландшафту для пробування ведмеда, рисі, зубра та дикого kota отримали через дискретизацію континуальних геосистем, зображених на Рис. 4.7. Придатними для пробування експерти визначили ділянки ландшафту, які отримали оцінку в понад 50 (для зубра) та 55 (для інших видів) балів. Ареали, придатні для пробування, класифікували за площею на популяційні, відтворювальні та інші. Наприклад, граничну мінімальну площу популяційного ареалу для дикого kota визначили у 3 000 га, а для ведмеда – у 10 000 га. Крім того, за допомогою ПЗ *Corridor Designer* (<http://www.jennessent.com/arcgis/corridor.htm>; Прочитано: 20.11.2019) делімітували зоотичні коридори – оптимальні шляхи міграції видів між популяційними ареалами у двох сусідніх національних парках: «Сколівських Бескидах» (Україна) і «Бещадському» (Польща). На жаль, алгоритм та, відповідно, результати автоматизованої делімітації коридорів, виявились надто недосконалими тож межі загального коридору, придатного для міграції всіх чотирьох видів, делімітували мануально, але на підставі інтегральних оцінок ландшафту (Рис. 4.9). Методика детально описана в окремих публікаціях (Круглов та ін., 2010; Deodatus et al., 2013).



■ Рис. 4.9. Турківський екокоридор (за: Deodatus et al., 2013)

Офіційні межі Турківського екокоридору (сполучної території екомережі), який поєднує національні парки «Сколівські Бескиди» та «Бещадський», були визначені на підставі геосистеми інтегральної оцінки ландшафту для пробування ризи, оскільки саме цей вид найвимогливіший до оселища, і отже, є парасолевим. Для забезпечення ефективного менеджменту екокоридору його межі узгодили також з границями місцевих громад та лісівничими кварталами (Круглов та ін., 2010; Deodatus et al., 2013).

дорів з відповідним режимом землекористування (напр., Деодатус та ін., 2010). Тому дослідження зоотичних трансморфогенних С-ГЕС є одним із пріоритетів трансдисциплінарної геоекології.

4.2.3. Суспільні трансморфогенні С-ГЕС

Суспільні трансморфогенні С-ГЕС характеризують ландшафтні потоки різної форми (речовинні, енергетичні або інформаційні) та генези (антропогенні, біогенні або абіогенні) з огляду на їхні суспільні (економічні, соціальні та / або політичні) властивості. Отже, такі моделі відображають не лише переміщення людей, але й інших мобільних екологічних компонентів, які інтерпретують як потоки екосистемних послуг (Bagstad et al., 2013). З огляду на такі уявлення, у просторовій структурі ландшафту виділяють ареали постачання екосистемних послуг та ареали набування цих послуг (Syrbe, Walz, 2012), які об'єднані відповідними латеральними потоками. У нашій інтерпретації, ареалами набування

послуг є осередки суспільних трансморфогенних С-ГЕС, ареалами ж, які надають послуги – їхні околи. Типовим прикладом є водозбірна ГЕС, у якій набувачем послуг з постачання води є поселення у зливні водозбору, а постачальником – решта площі водозбору, яка розташована вище за течією. На додачу до потокових суспільних ГЕС, є категорія дискретних статистичних трансморфогенних С-ГЕС, які описують суспільні властивості ландшафту в межах гетерогенних околів (здебільшого господарських, адміністративних та політичних територіальних одиниць) без висвітлення латеральних зв'язків з осередками.

Управлінські статистичні трансморфогенні С-ГЕС завжди є дискретними і можуть мати найрізноманітніші просторові конфігурації. Вони слугують для обліку, нормування, планування та інших процедур менеджменту екологічних умов та екосистемних послуг у межах офіційних господарських, адміністративних та політичних територіальних одиниць – лісо- і сільськогосподарських підприємств та їхніх територіальних підрозділів, тери-

торіальних громад, адміністративних районів, областей, держав та міждержавних об'єднань (напр., Grunewald, Bastian, 2015). Згідно з Водною директивою ЄС (European Commission, 2000), яка впроваджується в Україні (Уряд України, 2015), а також лісогосподарськими нормативами (КМУ, 2008), менеджмент земельних ресурсів також повинен здійснюватися на рівні як великих річкових басейнів, так і невеликих водозборів площею до 2000 га.

Отже, в управлінських С-ГЕС вводи-геосистеми, отримані параметризацією й перекласифікацією ФНП та інших екологічних компонентів, поєднують з дискретною геосистемою статистичних трансморфогенних територіальних одиниць за допомогою локальних або зональних геопросторових функцій. Наприклад, адміністративні райони Українських Карпат кількісно охарактеризували щодо співвідношення площ біокліматичних зон за допомогою локальної функції табулювання площ, а також щодо середньої альтитуди та її стандартного відхилення з використанням зональної функції. Тоді застосували агломеративний кластерний аналіз для групування районів за інтегральними класами екологічних умов (■Рис. 4.10; ■Таблиця 4.1; Круглов, 2014). Приклад статистичних водозбірних С-ГЕС наведений у ►Розділі 5.4.1.

Демографічні трансморфогенні С-ГЕС відображають переміщення людей і, відповідно, досяжність ландшафту та пов'язаних з ним екосистемних послуг для людського населення. Через це демографічні трансморфогенні С-ГЕС є аналогами зоотичних трансморфогенних С-ГЕС (див. ►Розділ 4.2.2), але їхня геопросторова структура здебільшого є «оберненою» до оселищ диких тварин – адже людське населення переважно розглядають як провідний фактор дистурбацій для несинантропної фауни. Осередками демографічних трансморфогенних С-ГЕС слугують ареали, лінії та/або пункти, які представляють місця концентрації людей – поселення, дороги, окре-

мі оселі тощо. Околи відображають досяжність ландшафту для людей, і для їхнього розрахунку використовують відповідним чином параметризовану геосистему Б-ГЕС / ФНП, яка передає «опірність» ландшафту пересуванню людей. Вивід є континуальним, але його можна дискретизувати на категорійні ареали за певними граничними значеннями (■Рис. 4.11). Демографічними трансморфогенними моделями ландшафту можна також вважати вододільні С-ГЕС, якщо застосовувати їх для аналізу досяжності ландшафту гірськолижниками (див. ►Розділ 4.2.1).

Демографічні трансморфогенні С-ГЕС важливі для оцінки екосистемних послуг, оскільки відображають їхню досяжність для людей. Це особливо істотно для тієї категорії ландшафтних ресурсів, які пов'язані зі стаціонарними екологічними компонентами, зокрема рослинністю та ґрунтом. Наприклад, лісогосподарський потенціал ландшафту залежить не лише від кількості та якості його деревостанів, але й від їхньої доступності для заготівельників. Ця обставина особливо важлива для гірської місцевості з невеликою кількістю лісових доріг (Круглов, 2005). Так, у ►Розділі 5.4.2 показано, що транспортна доступність є основним фактором лісозаготівлі в гірському ландшафті Закарпаття. Так само, пішохідна досяжність сільськогосподарських угідь є важливим чинником потенціалу невеликих сільських громад, у яких натуральне господарство – суттєвий компонент забезпечення домогосподарств (Kruhlov et al., 2008a).

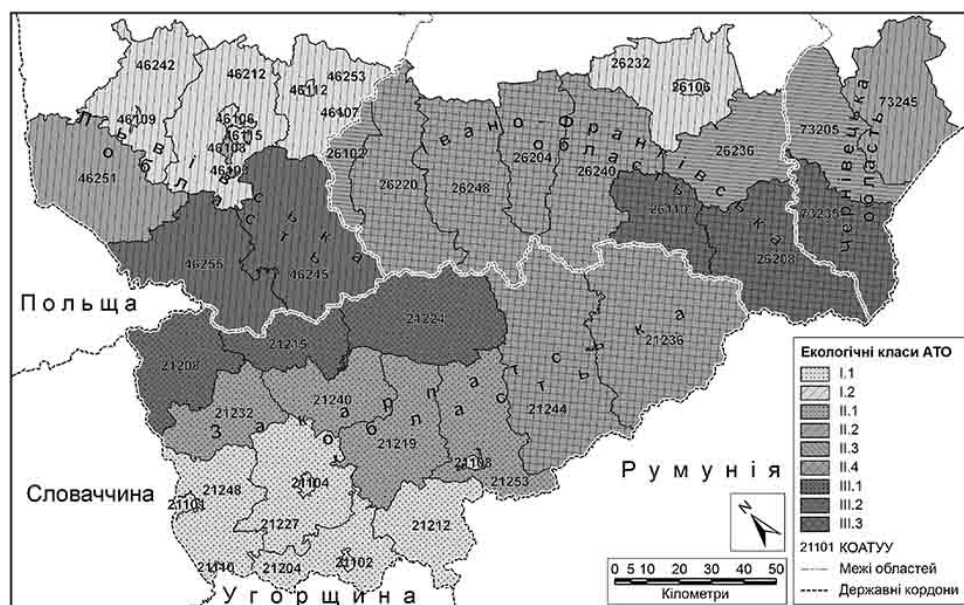
Водозбірні економічні трансморфогенні С-ГЕС застосовують для менеджменту екосистемних послуг, пов'язаних з русловим стоком. Першочергово йдеться про підтримувальні та регулювальні екосистемні послуги, які забезпечують чистоту водотоків і водойм, а також згладжують сезонні й добові коливання витрат води. Водозбірні економічні С-ГЕС створюють розширенням фізичних водозбірних С-ГЕС (див. ►Розділ 4.2.1) за допомогою непро-

сторових соціоекономічних моделей, які дають змогу пов'язувати біофізичні властивості руслового стоку й ландшафту водозбору з екосистемними послугами (напр., Costanza et al., 2002). Економічні дослідження водозбірних ГЕС мають яскраво виражену трансдисциплінарну складову. Як згадували раніше, Водна директива ЄС зобов'язує країни-члени здійснювати інвентаризацію та менеджмент водозбірних басейнів з використанням ГІС на основі екорегіональних особливостей цих басейнів (European Commission, 2000). Україна повинна делімітувати й охарактеризувати свої водозбірні басейни, а також розробити плани їхнього менеджменту згідно з вимогами цієї директиви (Уряд України, 2015). Наприклад, у США менеджмент-плани розробляють не лише для основних річкових басейнів, але й для відносно невеликих водозборів. Обов'язковими компонентами затвердження таких планів є наукова інформація й громадські обговорення (USEPA, 2005). Хорошим прикладом є менеджмент-план урбанізованого водозбору потоку Поік Крік у графстві Феарфакс (Вірджинія, США), площа якого 94 км². Для обґрунтування менеджмент-плану застосовували моделювання витрат та якості води у зливах 11 підбасейнів (Fairfax County, 2010). Прикладом трансдисциплінарного дослідження водозбірної ГЕС в Україні можуть бути проекти, реалізовані для Басейну Верхнього Західного Бугу (Dombrowsky et al., 2014; Fischer et al., 2014; Kalbacher et al., 2011; Leidel et al., 2014; Pavlik et al., 2014; Pluntke et al., 2014; Schanze et al., 2011; Seegert et al., 2014; Tränckner et al., 2012) та інших річок Східноєвропейської рівнини (Krengel et al., 2018).

Видозбірні естетичні трансморфогенні С-ГЕС дають змогу аналізувати естетику ландшафту як красивду в рамках дослідження культурних екосистемних послуг. Осередками видозборів (англ.: *viewshed*) є пункти, лінії або ареали, з яких здійснюють огляд місцевості, а околами – зони видимості, які

визначаються дальністю видимості й рельєфом місцевості. На дальність видимості головно впливають прозорість атмосфери. Однак основним обмежувачем зони видимості у ландшафті, відмінному від пласкої рівнини, є рельєф, який створює закриті для огляду ділянки. Отже, зони видимості переважно мають конфігурацію диз'юнктивних ареалів навколо осередків огляду.

Ефективне виділення видозборів стало можливим завдяки впровадженню спеціальних алгоритмів опрацювання ЦМВ у середовищі ГІС (Maloy, Dean, 2001), які стали стандартною функцією геопросторового аналізу (Chang, 2013). Така функція, через значні обсяги обрахунків, переважно дає змогу делімітувати видозбори для окремих, наперед зазначених, пунктів або ліній огляду. Щоправда, останнім часом з'явилися алгоритми, спроможні розраховувати площі видозборів для кожної комірки ЦМВ – тобто генерують тотальний видозбір ландшафту (Tabik et al., 2013). Аналіз видозборів першочергово застосовують для визначення оптимальних місцеположень засобів зв'язку та локації, які використовують ультракороткі радіохвилі, що погано огинають нерівності земної поверхні (телевізійних веж та ретрансляторів, станцій мобільного зв'язку, радіолокаторів тощо), оглядових майданчиків (пожежних, туристичних тощо), а також для естетичної оцінки ландшафту. Власне визначення та менеджмент естетичних властивостей ландшафту як різновиду культурних екосистемних послуг (MEA, 2005) є головною сферою застосування видозбірних С-ГЕС. Для цього почали розробляти підходи й методи оцінки привабливості видозборів (Кулачковський, Круглов, 2016; Bagstad et al., 2013; Stefunkova, Cebecauer, 2006) та навіть їхнього впливу на ціну житлової нерухомості (Poudyal et al., 2010). Розроблені відповідні інформаційні моделі, які дають змогу оцінювати естетичну привабливість видозборів як різновид екосистемних послуг (Bagstad et al., 2011, 2013).



■ Рис. 4.10. Управлінська спеціальна геоекосистема: екологічні класи адміністративно-територіальних одиниць Українських Карпат. Пояснення у ■Таблиці 4.1 (за: Круглов, 2014)

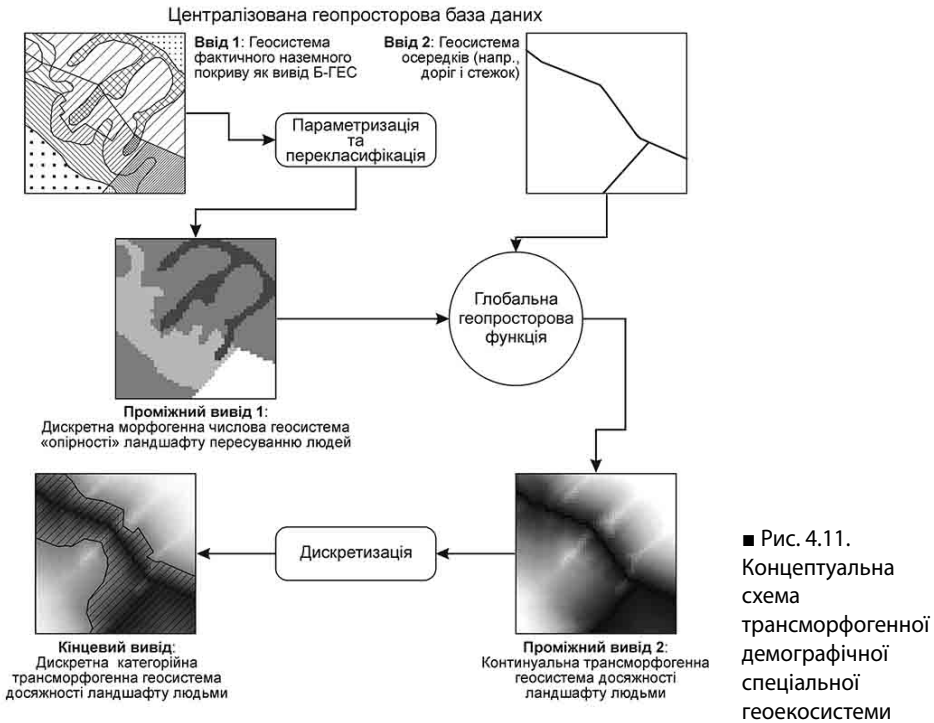
АТО – адміністративно-територіальні одиниці

КОАТУУ – Державний класифікатор об'єктів адміністративно-територіального устрою України

■ Таблиця 4.1. Екологічні класи адміністративно-територіальних одиниць Українських Карпат (за: Круглов, 2014)

Клас	Рельєф	Біокліматичні умови	КОАТУУ ¹ та назви адміністративно-територіальних одиниць
I.1	Переважно рівнинний	Дуже теплі й теплі	Міста: 21 101-Ужгород; 21 102-Берегове; 21 104-Мукачеве; 21 108-Хуст; 21 110-Чоп. Райони: 21 204-Берегівський; 21 212-Виноградівський; 21 227-Мукачівський; 21 248-Ужгородський.
I.2		Теплі та помірно теплі	Міста: 26 106-Коломия; 46 106-Дрогобич; 46 107-Моршин; 46 109-Самбір; 46 112-Стрий. Райони: 26 232-Коломийський; 46 212-Дрогобицький; 46 242-Самбірський; 46 253-Стрийський.
II.1	Рівнинно (улоговинно)-гірський	Від дуже теплих до помірно теплих	Райони: 21 219-Іршавський; 21 232-Перечинський; 21 240-Свалявський; 21 253-Хустський.
II.2		Теплі та помірно теплі	Міста: 46 103-Борислав; 46 115-Трускавець. Райони: 46 251-Старосамбірський; 73 245-Сторожинецький.
II.3		Від теплих до прохолодних	Міста: 26 102-Болехів. Райони: 26 236-Косівський; 73 205-Вишницький.
II.4		Від теплих до холодних	Райони: 21 236-Рахівський; 21 244-Тячівський; 26 204-Богородчанський; 26 220-Долинський; 26 240-Надвірнянський; 26 248-Рожнятівський.
III.1	Гірський	Від теплих до прохолодних	Райони: 21 208-Великобerezнянський; 21 215-Воловецький; 21 224-Міжгірський.
III.2		Від помірно теплих до прохолодних	Райони: 46 245-Сколівський; 46 255-Турківський
III.3		Від помірно прохолодних до холодних	Міста: 26 110-Яремче. Райони: 26 208-Верховинський; 73 235-Путильський.

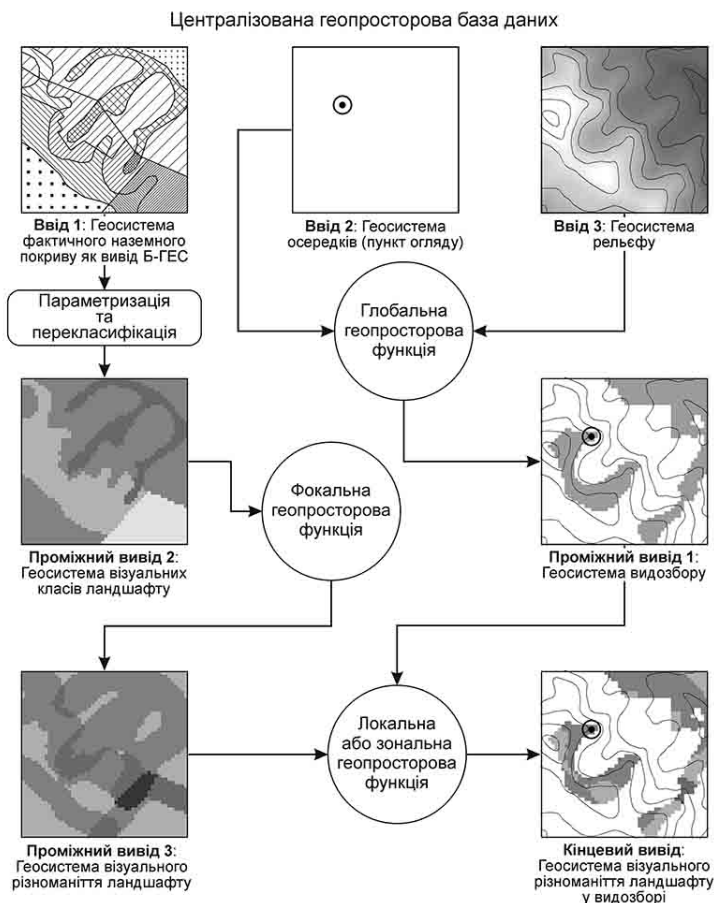
¹КОАТУУ – Державний класифікатор об'єктів адміністративно-територіального устрою України



Осередками таких ГЕС є місця концентрації людей – наприклад, мережа доріг і поселень (Ввід 2). На досяжність ландшафту людьми впливає не лише евклідова відстань від осередків, але й морфологія самого ландшафту, яка характеризує його «опірність» пересуванню людей (Проміжний вивід 1) – наприклад, пересування сухою рівною лукою є значно швидшим, ніж крутим схилом, зарослим чагарником. Цю геопросторову інформацію отримують відповідною параметризацією геосистеми Б-ГЕС (Ввід 1). За допомогою глобальної геопросторової функції «затрати-віддаль» (напр., Chang, 2013) генерують континуальну трансморфогенну геосистему досяжності ландшафту (Проміжний вивід 2), яка відображає неевклідову відстань від осередків (напр., доріг), оскільки бере до уваги «опірність» ландшафту. Таку континуальну геосистему потім можна трансформувати у дискретну категорійну геосистему (Кінцевий вивід), яка, наприклад, відображає «легкодоступні» та «важкодоступні» ділянки ландшафту.

Отже, виводом видозбірної С-ГЕС є візуальні властивості ландшафту в зоні видимості (околі), яка відкривається з пункту огляду (осередку) як одного із вводів. Іншими входами є морфогенні геосистеми Б-ГЕС (ФНП та рельєф), які інтерпретують як візуальні складові ландшафту як краєвиду. Для цього використовують функції зональної статистики, які дають змогу створювати континуальні геосистеми візуального різноманіття ландшафту (див. ► Розділ 4.1.3). Тоді цю геосистему поєднують з дискретною геосистемою околу видозбору за допомогою локальної або зональної функції для того, щоб кількісно охарактеризувати

зону видимості як вивід видозбірної С-ГЕС (■ Рис. 4.12). Окрім аспекту наземного покриття та рельєфу, на естетичну цінність видозбору впливають окремі визначні ландшафтні об'єкти – наприклад, відомі гірські вершини або архітектурні споруди. Такі об'єкти можна оцінювати й представити як додаткові вводи, і тоді їхня оцінка додаватиметься до сумарної оцінки видозбору. Технологія ГІС дає змогу відображати у видозбірній моделі ефект зменшення естетичної значущості ландшафту в міру віддалення від пункту огляду внаслідок погіршення видимості (Круглов, Кулачковський, 2016). Слід зазначити, що моделювання ес-



■ Рис. 4.12.
Концептуальна
схема
трансморфогенної
видозбірної
спеціальної
геоекосистеми

Дискретний диз'юнктивний ареал видозбору (Проміжний вивід 1) делімітують за допомогою спеціальної глобальної геопросторової функції на підставі геосистеми пункту(-ів) огляду (Ввід 2) та ЦМВ (Ввід 3). Тоді ареал видозбору кількісно характеризують щодо візуального різноманіття (Кінцевий вивід) за допомогою локальної або зональної геопросторової функції на підставі кількісної морфогенної геосистеми (Проміжний вивід 3), яку отримують параметризацією та, можливо, фокальним аналізом геосистеми ФНП / Б-ГЕС (Ввід 1; див. також ►Розділ 4.1.3).

тетичної цінності ландшафту як красивду доволі складний, та водночас суб'єктивний процес, результати якого важко валідувати. Конкретні приклади видозбірних С-ГЕС наведені в ►Розділі 5.4.3.

4.3. Ландшафтні симулятори як динамічні С-ГЕС

Ландшафтні симулятори є дисциплінарними динамічними ГЕС, які моделюють

просторово-часові зміни певних властивостей суходільного геоecологічного комплексу (див. ►Розділ 2.3; ■Рис. 2.9). Вони є втіленням сучасного етапу розвитку геоecології, для якого характерні дослідження майбутньої еволюції екосфери як природно-суспільної адаптивної системи за різними сценаріями змін у природному й суспільному довіллі, зокрема з огляду на майбутнє екосистемних послуг (Collins et al., 2011; Moss et al., 2010). Однією зі специфічних рис динамічних геоecологічних моделей, яка відрізняє їх від власне

екологічних симуляторів, є здатність відображати зміни не лише в екологічній, але й у просторовій структурі ландшафту. Тому такі моделі здебільшого беруть до уваги латеральні ландшафтні потоки, тобто є трансморфогенними і топологічними. Для того щоб ландшафтний симулятор можна було інтерпретувати як С-ГЕС, принаймні одним із його введів повинна бути геоекосистема ФНП / Б-ГЕС, яка забезпечить геопросторову сумісність виводів симулятора з іншими геоекологічними моделями в рамках Т-ГЕС (див. ►Розділ 2.4). Нижче розглянемо приклади найпоширеніших дисциплінарних фізичних, біотичних і економічних ландшафтних симуляторів, а також визначимо можливості їхньої інтеграції в Т-ГЕС.

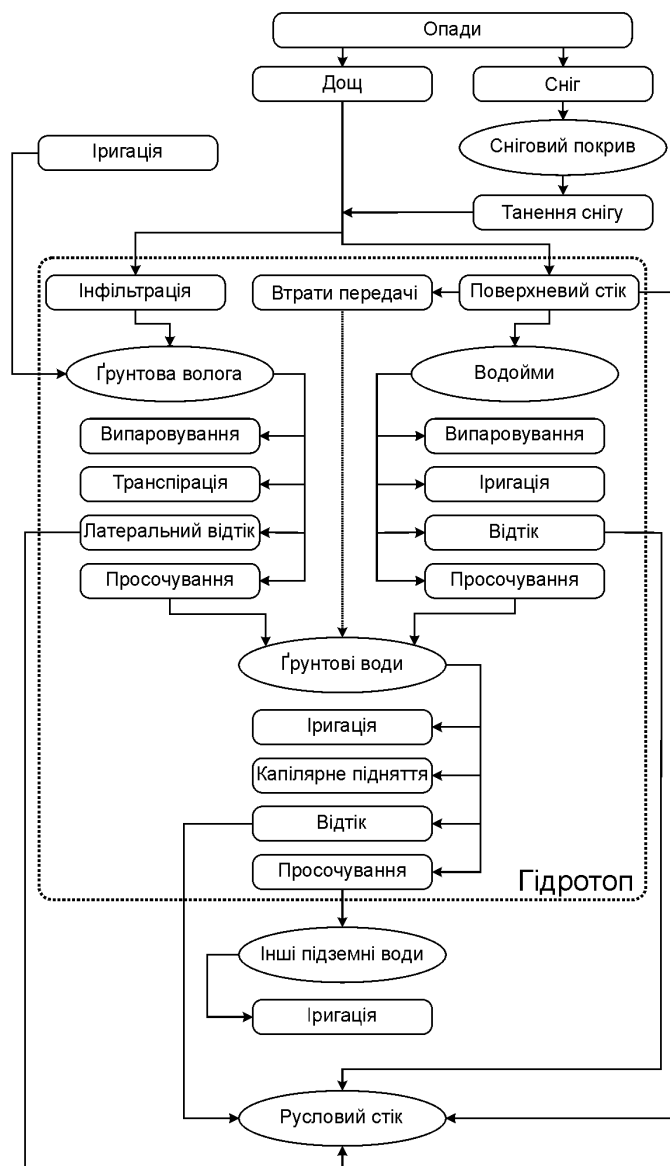
4.3.1. Фізичні ландшафтні симулятори: екогідрологічна модель SWAT

Як згадували раніше, найпоширенішим дисциплінарним класом трансморфогенних фізичних ГЕС є гідрологічні водозбірні моделі, які можуть відображати не лише фізичні, але й хімічні, біотичні та економічні властивості стоку (див. ►Розділ 4.2). Є різні варіанти динамічної реалізації таких моделей – одні призначені для симуляції одноразових гідрометеорологічних подій у рамках функціонального короткотривалого дослідження паводків, площинного змиву й наносів; а інші дають змогу вивчати довготривалу еволюцію стоку в умовах зміни клімату й наземного покриття водозбору (Todini, 2011). Серед другої категорії моделей можна виокремити ПЗ *SWAT* (англ.: *Soil and Water Assessment Tool* – Інструмент оцінки ґрунту та води) – екогідрологічну детерміністську модель довготривалої еволюційної динаміки стоку, яка є у вільному доступі (<https://swat.tamu.edu>; Прочитано: 1.12.2019).

Модель *SWAT* широко застосовують для вивчення сценаріїв інтегрованого менедж-

менту водних ресурсів, зокрема й в Україні (Fischer et al., 2014; Krenzel et al., 2018). Цей симулятор, який почали розробляти на початку 1990-их років, постійно вдосконалюють і розширюють – наприклад, на сьогодні він може використовувати інтерфейс популярного ПЗ *ArcGIS*. *SWAT* призначений для передбачення довготривалого впливу змін у землекористуванні й кліматі на витрати, твердий стік, а також на хімічні, біологічні та, відповідно, економічні властивості води у зливах великих складних водозборів з різноманітним ландшафтом. Ця механістична система ґрунтується не на регресійних рівняннях, які відображають виключно емпіричні відношення між вводами і виводами, а на фізичних формулах, які описують механізми руху води та наносів, росту рослин, колообігу поживних речовин тощо. Це дає змогу моделювати водозбори, для яких відсутні емпіричні дані (напр., щодо витрат води), а також забезпечує можливість симулювати стік за умов зміни землекористування або клімату (Krysanova, White, 2015).

Геопросторовими вводами у *SWAT* слугують геосистеми рельєфу (ЦМБ) і метеорологічних даних, а також гідротопів. На підставі гідрологічно-відкоригованої ЦМБ (напр., Callow et al., 2007) створюють систему маршрутизації стоку – виділяють водотоки, водойми й підбасейни, які формують складний річковий басейн – об'єкт дослідження. Підбасейни розділяють на гідротопи як ділянки з однаковими ландшафтними умовами схилового стоку – так само, як зображено на Рис. 4.4. Метеорологічні змінні охоплюють щоденні дані щодо опадів, мінімальних та максимальних температур, сонячної радіації, швидкості вітру й відносної вологості. Їх можна генерувати для кожного з підбасейнів на підставі середньомісячних даних. Далі гідротопи параметризують щодо умов водного балансу (Рис. 4.13), росту рослин, ерозії ґрунту, міграції нітрогену, фосфору й пестицидів, а також режиму менеджменту (Neitsch et al., 2011). Суттєвою складовою параметризації є калібрування й валідація



■ Рис. 4.13.
Концептуальна схема
водного балансу в
гідротопах моделі SWAT
(за: Neitsch et al., 2011,
змінено)

симулятора на підставі історичних емпіричних гідрологічних і метеорологічних даних (напр., Plunke et al., 2014).

Екогідрологічну модель *SWAT*, параметризовану й відкальібровану для поточних умов, можна використовувати для симуляції майбутніх станів ландшафту, зумовлених еволюцією як природних (клімат), так і суспільних (менеджмент земельних ресурсів) факторів. Наприклад, метеорологічні

вводи поточного клімату можна підмінити на виводи глобальних або регіональних кліматичних моделей, і в такий спосіб дослідити ймовірну майбутню еволюцію характеристик ґрунтової вологи і стоку під впливом зміни клімату (напр., Pavlik et al., 2014). Крім того, можна змінити просторову структуру гідротопів, як-от, за результатами симуляції сценаріїв територіального розвитку (напр., Burmeister, Schanze, 2018),

і це дасть змогу з'ясувати ймовірний вплив різних варіантів земельного менеджменту на гідрологічні умови. Отже, є широкі можливості поєднання екогідрологічного ландшафтного симулятора з динамічними кліматичними та ландшафтно-економічними моделями в рамках ширшого трансдисциплінарного дослідження ландшафту (Schanze et al., 2011).

Інтеграцію екогідрологічної моделі *SWAT* у Т-ГЕС здійснюють через використання геосистеми ФНП / Б-ГЕС для делімітації гідротопів. Адже ця геосистема відображає диференціацію фактичної рослинності й техногенних об'єктів, а також рельєфу і ґрунту разом із ґрунтотвірними відкладами, які разом визначають ландшафтні фактори водного балансу суходолу. Для гідрологічної параметризації ландшафту водозборів головню підходять відносно гомогенні типологічні Б-ГЕС локальної розмірності, які характеризують на підставі фактичних екотопів переважаючої площі (див. ►Розділ 3.2). Екотопи забезпечують геопросторову основу для параметризації компонентів ґрунтової вологи, водойм, а також ґрунтових вод (Див. ■ Рис. 4.13). Для параметризації глибших горизонтів підземних вод, які залягають поза нижньою просторовою границею ландшафту, необхідні окремі гідрогеологічні геодані. Екотопи можуть бути також використані для параметризації снігового покриву – адже його потужність і тривалість залягання залежать від топографічного положення, яке описують компоненти рельєфу екотопу.

4.3.2. Біотичні ландшафтні симулятори: модель лісової сукцесії *LANDIS-II*

Серед біотичних динамічних ГЕС найпоширенішими є моделі лісового ландшафту. Такі системи поєднують екологічні моделі деревостанів (див. ►Розділ 1.3.2) з динамічними геосистемами, які симулю-

ють міграцію дерев, а також розподіл природних (вітровали, інвазії комах-паразитів тощо) й антропогенних (лісозаготівля тощо) дистурбацій. Крім того, такі моделі можуть брати до уваги поступову еволюцію геоекологічних умов, зумовлену зміною клімату (Shifley et al., 2017). Виводи симуляторів лісового ландшафту можна використовувати як вводи для популяційних ботанічних і зоотичних моделей, і в такий спосіб досліджувати вплив еволюції лісового покриву на популяції окремих видів недревних лісових рослин, а також тварин (напр., Akçakaya et al., 2004; Franklin, 2010). Зрослі комп'ютерні потужності та наявність високоточних лісівничих геоданих тепер дають змогу симулювати динаміку досить великих ландшафтів на рівні індивідуальних дерев (Seidl et al., 2012). Однак більшість симуляторів функціонує на рівні деревостанів як гомогенних геоекологічних одиниць, представлених комірками растру площею 0,1–300 га. Ці симулятори здатні опрацьовувати близько 10^6 комірок з мінімальним часовим кроком в один рік. Оскільки дерева є довговічними організмами, то моделювання лісової сукцесії охоплює періоди від десятків до тисяч років (Shifley et al., 2017).

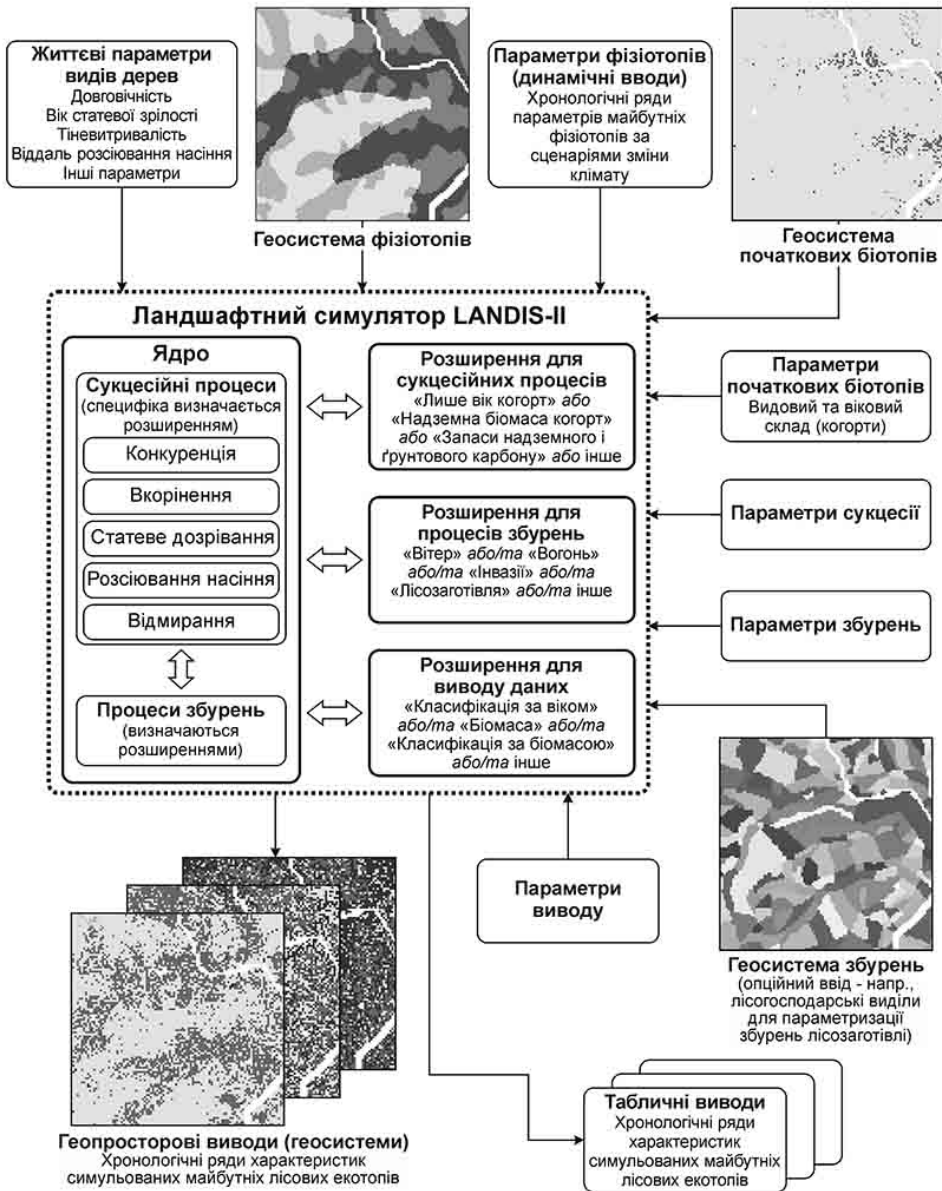
Симулятор лісового ландшафту *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007) – одна з найпоширеніших моделей у своєму класі, яка походить від попередньої системи *LANDIS* (англ.: *LANDscape Disturbance and Succession* – Ландшафтні дистурбації й сукцесія), розробленої наприкінці минулого століття (Mladenoff, He, 1999). Цей симулятор працює на рівні когорт – популяцій дерев одного виду та віку в межах гомогенних екотопів-деревостанів, які представлені комірками геопросторового растру. *LANDIS-II* має гнучку архітектуру, яку визначають ядро та спеціалізовані програми-розширення, застосовувані залежно від мети дослідження та наявних даних. Ядро моделює сукцесійні процеси: конку-

ренцію між когортами за світло, життєвий простір та інші ландшафтні ресурси; вкорінення когорт, їхнє статеве дозрівання та розсіювання насіння; а також старіння й відмирання. Процес розсіювання насіння та вкорінення симулює міграцію когорт і в такий спосіб відображає просторову динаміку лісового ландшафту. Крім того, ядро поєднує симуляцію сукцесії з різними типами дистурбацій. Процеси вкорінення, відмирання та дистурбацій когорт є стохастичними, і отже, їх параметризують як імовірнісні. Специфіка симуляції ландшафтною сукцесії визначається відповідною програмою-розширенням. Наприклад, розширення *Age-only Succession* дає змогу симулювати динаміку лише вікових співвідношень між когортами, а розширення *Biomass Succession* (Scheller, Mladenoff, 2004) забезпечує визначення еволюції надземної біомаси кожної з когорт. До ядра можна підключити одразу кілька розширень, які симулюють дистурбації – приміром, вітровали, інвазії коуроїда й лісозаготівлю. На додачу, є змога обирати різні розширення для класифікації й виводу даних у геопросторових і табличних форматах (■Рис. 4.14).

Вводами у симулятор слугують растрові геодані фізіотопів, початкових деревних біотопів та, опційно, антропогенних дистурбацій, а також непросторові (текстові) параметричні файли. Фізіотопи («екорегіони» або «земельні типи» – як їх не цілком коректно називають розробники моделі) відображають ділянки ландшафту з однотипними абіотичними умовами – кліматичними й едафічними. Початкові біотопи є гомогенними ареалами деревних угруповань як поєднань когорт на початку симуляційного періоду. Геодані щодо антропогенних дистурбацій відображають геопросторовий каркас, на підставі якого моделюють лісогосподарські заходи – це можуть бути лісогосподарські виділи й зони менеджменту. Їх застосовують лише у разі, коли чинна опція щодо

симуляції антропогенних дистурбацій. Непросторовими вводами є параметри життєвого циклу деревних видів, які формують когорти: довговічність і вік статевої зрілості (у роках), тіневитривалість (у балах від одного до п'яти), ефективна й максимальна віддаль розсіювання насіння (у метрах), а також інші параметри, на зразок толерантності до пірогенних дистурбацій. Так звані динамічні вводи відображають параметри фізіотопів, на зразок імовірності вкорінення кожного з видів дерев, які організовані як хронологічні послідовності для відображення поступової модифікації екологічних умов під впливом зміни клімату. Непросторові параметри початкових біотопів містять дані про їхні когорти – види дерев, розподілені за віком. Параметри сукцесії, які пов'язані з видами дерев і фізіотопами, визначають правила конкуренції між когортами (напр., боротьбу за світло) та інші умови (напр., темпи розкладання мертвої біомаси), а також часовий крок (часове розділення), з яким симулюють сукцесію. Параметри дистурбацій визначають особливості симуляції вітровалів, інвазій комах, господарського втручання людей тощо. Їхніми модифікаторами можуть бути фізіотопи й біотопи, а також лісогосподарські геопросторові одиниці. Часові кроки симуляції дистурбацій можуть бути різними. Параметри виводу описують часовий крок, формат та іншу специфіку геопросторових і табличних результатів симуляції (див.■Рис. 4.14).

Симулятор сам поєднує геосистеми й непросторові параметри початкових біотопів і фізіотопів у екотопи, і обчислює початкові показники когорт (напр., біомасу) й екотопів загалом (напр., світлову повноту та відмерлу біомасу). Після цього стохастично симулює дистурбацію й обчислює зміну показників когорт і екотопів загалом, зумовлену цими процесами. Тоді «зістарює» наявні когорти на величину часового кроку сукцесії, обчислює зміну



■ Рис. 4.14. Концептуальна схема симулятора лісового ландшафту LANDIS-II (пояснення у тексті)

показників, зумовлену «старінням», і стохастично «вкорінює» нові когорти залежно від новонабутих умов у екотопах. Після цього виводить результати й ітеративно повторює цикли моделювання до завершення загального часу симуляції. Симулятор *LANDIS-II*, так само як і документація

до нього, є у вільному доступі (<http://www.landis-ii.org>. Прочитано: 09.12.2019).

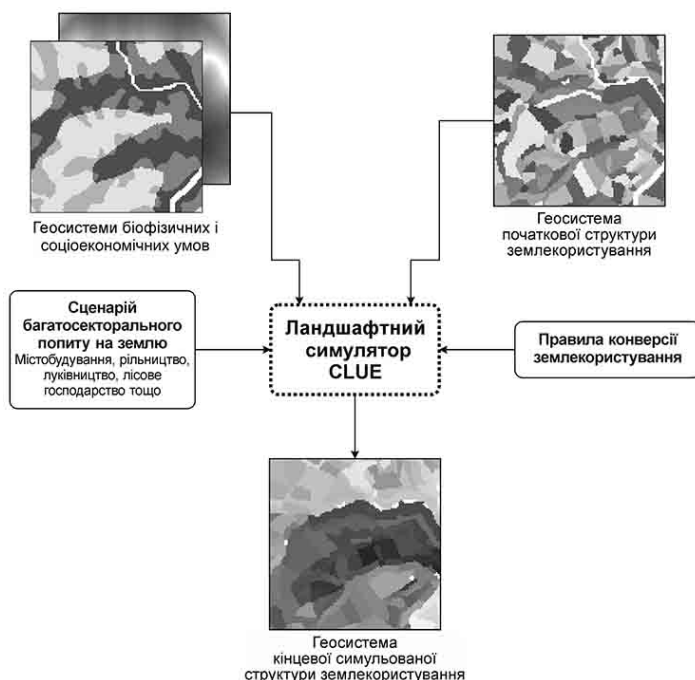
Для інтеграції симулятора лісового ландшафту *LANDIS-II* у Т-ГЕС є два «містки» – геосистеми фізіотопів і початкових біотопів. Геосистема фізіотопів за своїми екологічним змістом і просторовою

структурою відповідає ПНП, а геосистема початкових біотопів – категоріям ФНП стосовно лісового покриву. Ці геосистеми відповідним чином параметризують та перекласифікуюють для того, щоб перетворити у вводи симулятора. У ►Розділі 5.6 наведений конкретний приклад застосування моделі *LANDIS-II* в рамках Т-ГЕС гірського ландшафту, а у спеціальній публікації висвітлені результати симуляції майбутньої природної лісової сукцесії Карпат за різними сценаріями зміни клімату (Kruhlov et al., 2018a).

4.3.3. Суспільні ландшафтні симулятори: модель землекористування CLUE

В основу суспільних динамічних геоекологічних моделей покладено симуляцію процесів економічної, соціальної або політичної генези, які змінюють біофізичні

властивості ландшафту. Типовими серед таких моделей є симулятори еволюції землекористування, біофізичним проявом якого є ФНП. Найпрогресивніші ландшафтні моделі землекористування реалізують як адаптивні поєднані суспільно-природні ГЕС з використанням підходу агентних систем (див.►Розділ 1.1.2). Прикладом такої моделі є симулятор *LUDAS* (англ.: *Land-Use Dynamic Simulator* – Симулятор динаміки землекористування), який складається з чотирьох блоків: 1) системи фермерських господарств з визначеними типами поведінки (менеджменту землі); 2) ландшафтного середовища як дискретної геосистеми, яка характеризує динаміку врожайності сільськогосподарських культур і продуктивності лісів, а також зміни у землекористуванні залежно від природних обмежень і типів менеджменту; 3) політичних факторів у сфері землекористування; 4) процедури прийняття рішень, які інтегрують



■ Рис. 4.15.
Концептуальна
схема
ландшафтного
симулятора
землекористування
CLUE (пояснення у
тексті)

інформацію про господарства, ландшафт та політику в поведінку агентів-фермерів (Le et al., 2008). Зауважимо, що блок ландшафтного середовища цього симулятора можна реалізувати на підставі геосистеми Б-ГЕС / ФНП. На жаль, ПЗ LUDAS відсутнє у вільному доступі, тож його застосування обмежене.

Поширенішим є симулятор CLUE (англ.: *Conversion of Land Use and its Effects* – Конверсія землекористування та її наслідки), який реалізували в різних версіях і зробили загальнодоступним (<http://www.ivm.vu.nl/en/Organisation/departments/spatial-analysis-decision-support/Clue>. Прочитано: 16.12.2019). Ця модель неадаптивна, але вона поєднує два типи процесів, які визначають зміни в землекористуванні: 1) регіональний попит на землю в різних секторах економіки та 2) локальні можливості конверсії землекористування згідно з попитом та обмеженнями (Verburg et al., 2002; Verburg, Overmars, 2009). Геопросторовими вкладами слугують растрові дані: геосистема структури землекористування на початок симуляційного періоду, а також геосистеми біофізичних і соціоекономічних умов, які визначають локальні можливості й обмеження зміни землекористування (■Рис. 4.15). У цьому контексті початкова структура землекористування й біофізичні умови можуть бути представлені єдиною геометрією Б-ГЕС / ФНП, а соціоекономічні – управлінськими й демографічними трансформованими С-ГЕС (див. ►Розділ 4.2.3).

Окрім геопросторових даних, модель потребує непросторової інформації про попит на землю з боку різних секторів господарства в регіоні, а також визначені правила конверсії (зміни) типів землекористування. Ця непросторова інформація визначає сценарії майбутньої еволюції структури землекористування. Виводом симулятора є геосистема майбутньої структури землекористування, симульована за певним сценарієм попиту на зем-

лю (див. ■Рис. 4.15). Спочатку модель розраховує бажану зміну площ усіх типів землекористування для всього регіону дослідження на підставі сценарію попиту на землю. Тоді вона транслює цей «фоновий» тренд зміни землекористування для кожного конкретного місцеположення як комірки растру з часовим кроком в один рік. Для цього симулятор використовує геопросторові вводи і правила конверсії землекористування, які мають вигляд матриці переходів. У процесі визначення можливості конверсії типу землекористування для кожного конкретного місцеположення модель бере до уваги біофізичні й соціоекономічні обмеження, а також особливості околу цього місцеположення. Ці параметри оновлюються в кінці кожної ітерації (Verburg et al., 2002). Симулятор CLUE можна застосовувати як для досліджень на субглобальному рівні (Verburg et al., 2012), так і для вивчення відносно невеликих регіонів (Verburg et al., 2002). Наприклад, його використали для симуляції майбутньої експансії лісового покриву в Альпах і Карпатах (Price et al., 2017).

Висновки до Розділу 4

С-ГЕС деталізують і доповнюють Б-ГЕС специфічною дисциплінарною інформацією в рамках голістичної ландшафтною моделі Т-ГЕС. С-ГЕС реалізують за допомогою наявних дисциплінарних геоекологічних моделей у такий спосіб, щоб принаймні одним із їхніх введів була геосистема ФНП як вивід Б-ГЕС. Оскільки дисциплінарні моделі зазвичай є числовими, то категорійну геосистему ФНП доводиться параметризувати (присвоювати числові або логічні атрибути) та перекласифіковувати. У такий спосіб технологія геоматики дає змогу ефективно реалізувати концептуальну установку на гармонізацію й інтеграцію редукціоністських методів у рамках голістичного дослідження ландшафту.

Найпростішими є статичні фізичні мор-

фогенні дискретні С-ГЕС, які наслідують просторову структуру Б-ГЕС, а відношення між екологічними компонентами описують як детерміністські на підставі числових функцій або логічних правил, не беручи до уваги конфігурацію ареалів та їхнє суцільство. Такі ландшафтні моделі існують з «доцифрових» часів, і відомим прикладом є «рівняння втрати ґрунту» *RUSLE*. На відміну від фізичних С-ГЕС, числові біотичні моделі переважно описують відношення між екологічними компонентами як стохастичні з використанням імовірнісних коефіцієнтів.

Складнішими є статичні трансморфогенні С-ГЕС, які відображають латеральні ландшафтні потоки, що перетинають межі морфогенних Б-ГЕС. Саме такі моделі тепер застосовують для інвентаризації й оцінки екосистемних послуг, а їхня реалізація неможлива без використання функцій алгебри карт ГІС. Найпоширенішими серед фізичних трансморфогенних С-ГЕС є водозбірні моделі, серед біотичних – моделі

оцінки ландшафту як оселища зоотичних видів, а серед суспільних – моделі досяжності ландшафтних ресурсів як екосистемних послуг людьми.

Найскладнішою та найперспективнішою категорією С-ГЕС є динамічні моделі – ландшафтні симулятори. Вони дають змогу досліджувати ймовірну еволюцію фізичних, біотичних і соціоекономічних властивостей ландшафтів за сценаріями зміни природних і суспільних факторів. Тому їх можна розглядати як інструменти стратегічного менеджменту екосистемних послуг в умовах зміни клімату й суспільних відносин. На відміну від екологічних динамічних моделей, геоекологічні симулятори відображають зміни не лише в екологічній, але й у просторовій організації ландшафту. Якщо статичні С-ГЕС можна реалізувати стандартними засобами алгебри карт растрових ГІС, то для створення динамічних С-ГЕС використовують спеціалізоване ПЗ.

Розділ 5.

Геоєкосистеми басейнів Апшиці та Малої Шопурки

- 5.1. Географічне положення та геоєкологічні фактори – 190**
- 5.2. Дизайн дослідження та використані матеріали – 193**
- 5.3. Базові геоєкосистеми – 195**
 - 5.3.1. *Особливості дослідження – 195*
 - 5.3.2. *Літогенні компоненти – 196*
 - 5.3.3. *Біокліматичні компоненти – 202*
 - 5.3.4. *Компоненти потенційного природного наземного покриву – 203*
 - 5.3.5. *Компоненти фактичного наземного покриву – 210*
- 5.4. Статичні спеціальні геоєкосистеми – 220**
 - 5.4.1. *Водозбірна геоєкосистема: інвентаризація лісових екосистемних послуг – 220*
 - 5.4.2. *Геоєкосистема віддаленості: доступність лісових ресурсів – 224*
 - 5.4.3. *Видозбірні геоєкосистеми: кількісна характеристика краєвидів як культурних екосистемних послуг – 226*
 - 5.4.4. *Управлінська геоєкосистема: лучні ресурси сільських громад як постачальні екосистемні послуги – 229*
- 5.5. Квazідинамічна спеціальна геоєкосистема: ретроспективна динаміка лісового ландшафту – 230**
- 5.6. Динамічна геоєкосистема: майбутня природна еволюція лісового ландшафту – 235**
- Висновки до Розділу 5 – 246**

5.1. Географічне положення та геоєкологічні фактори

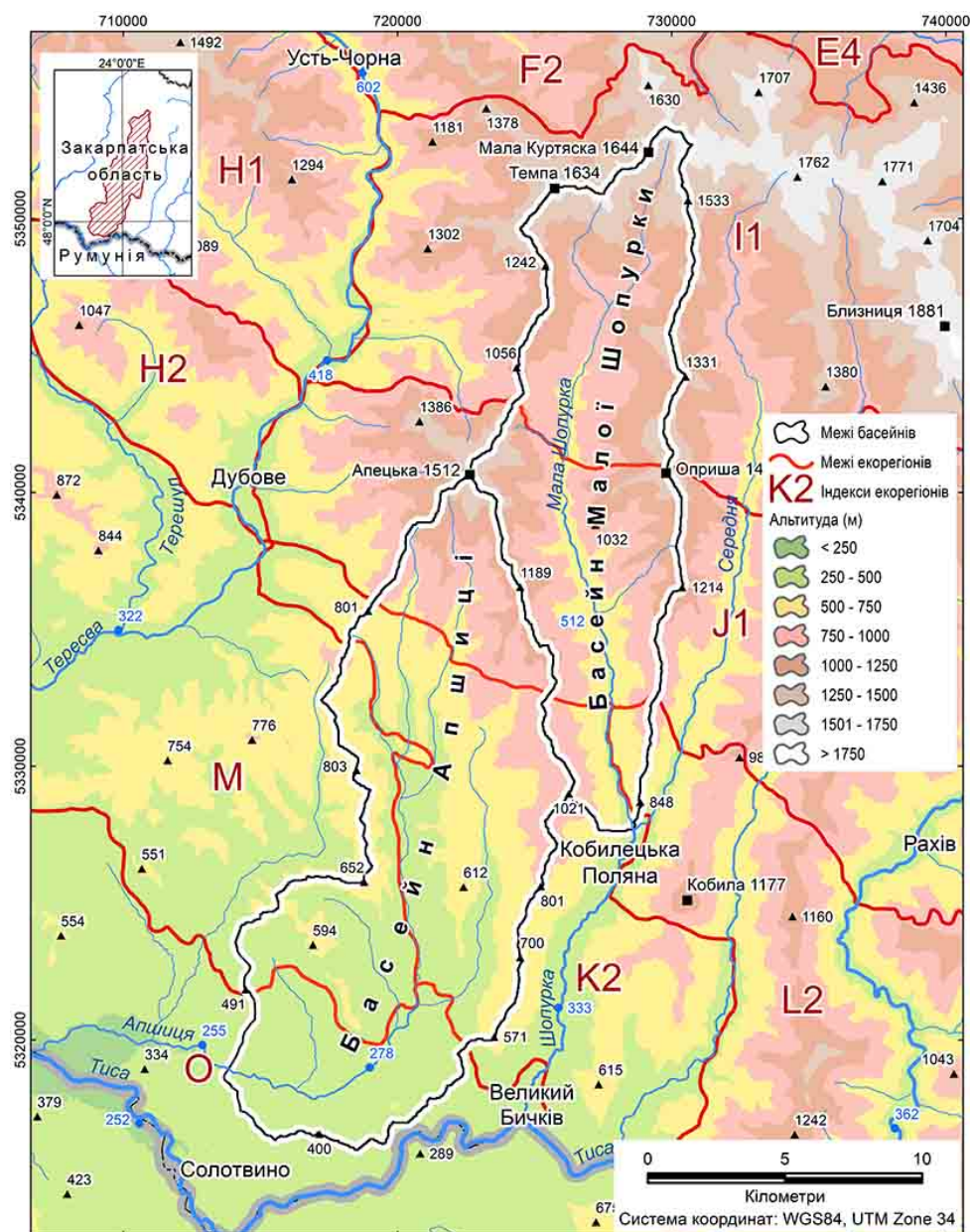
Для ілюстрації й деталізації загальних концептуальних та методичних положень, викладених у попередніх розділах, розглянемо особливості делімітації й організації Т-ГЕС конкретної території площею у 292,5 км², розташованої на заході Рахівського адміністративного району Закарпатської області (■Рис. 5.1). Вона лежить у межах Карпатського гірського мегаекорегіону, охоплює суміжні басейни двох невеликих приток р. Тиси, – Апшиці й Малої Шопурки, – й характерна значним діапазоном ландшафтних умов. Альтитуди зростають від ~260 м на півдні в долині Апшиці до 1644 м на північному сегменті вододілу Малої Шопурки (г. Мала Куртяска). Північна частина регіону дослідження представлена середніми горами Свидовецького масиву, південна – його низькогірними відрогами (альтitudini до ~1000 м), а на крайньому півдні переважають горбогір'я Верхньотисенської улоговини (альтitudini до ~500 м).

Геологічні фактори. У тектонічному відношенні регіон дослідження розташований у кількох структурно-літологічних зонах, які змінюють одна одну з півночі на південь у такому порядку: Дуклянський, Поркулецький, Рахівський, Монастирецький тектонічні покриви і Карпатська депресія (Закарпатський внутрішній прогин). Крім того, поміж Рахівським та Монастирецьким покривами фрагментарно представлений Вежанський покрив у вигляді розірваної смуги шириною у кілька сотень метрів, а на сході виділяють невеликий ареал Діловецького покриву як північно-західного закінчення Марамороського кристалічного масиву (Глушко, Круглов, 1986). Ці структурно-літологічні зони формують характерні морфоструктури, покладені в основу виділення екорегіонів території до-

слідження (Круглов, 2008): Дуклянський покрив відповідає Полонинам Свидовця, Поркулецький і Рахівський – Рахівським флішовим полонинам, Вежанський і Монастирецький – Апшицько-Кісвинському низькогір'ю, Карпатська депресія – Ріцько-Апшицькому низькогір'ю і Верхньотисенській улоговині, а Діловецький покрив – Рахівським флішовим полонинам (■Таблиця 5.3; див. ■Рис. 5.1).

Дуклянська, Поркулецька, Рахівська, Вежанська й Монастирецька зони складені флішем та флішоїдними відкладами – перешаруваннями пісковиків, алевролітів і аргілітів. Ці відклади зім'яті у складки й насунуті одні на одних з південного заходу у вигляді тектонічних лусок і покривів. У флішоїдних відкладах Вежанської зони трапляються великі уламки «екзотичних» порід (оліостромово товща), тож цю тектонічну одиницю також називають Марамороською зоною скель (Глушко, Круглов, 1986). Монастирецька зона, яка формує низькогірні південні відроги Свидовецького масиву, переважно складена тонкоритмічним флішем, але тут також трапляються ареали твердих масивних пісковиків. Діловецький покрив представлений метаморфічними сланцями, а також конгломератами і пісковиками. Карпатська депресія виповнена моласовими глинами з прошарками пісковиків, алевролітів і туфів, які на значних площах перекриті алювіальними відкладами (Шакин и др., 1977). Фліш добре піддається флювіальній денудації, зумовлює «м'який» рельєф гірських хребтів і широкий розвиток дефлюкції та деляпсії (зсувів) у доволі потужному суглинково-кам'янистому реголіті, який добре утримує вологу. Силікатний перезволожений субстрат сприяє утворенню кислих ґрунтів і ацидофільних біотичних угруповань. Алювіальні відклади утворюють рівнинний рельєф з гідрофільними умовами на значних площах.

Кліматичні фактори. Територія дослідження розташована в області помірного



■ Рис. 5.1. Природне розташування території дослідження

Мезоекореґіони: E4 – Гуцульська Верховина; F2 – Внутрішні Гірґани; H1 – Полонини Боржави-Красної; H2 – Полонини Берда-Менчула; I1 – Полонини Свидовця; J1 – Рахівські флішові полонини; K2 – Апшицько-Кісвинське низькогір'я; L2 – Рахівські кристалічні полонини; M – Ріцько-Апшицьке низькогір'я; O – Верхньотисенська улоговина (за: Круглов, 2008 з уточненнями).

континентального клімату з пануванням трансформованих атлантичних повітряних мас, які несуть надмірне зволоження та спричинюють нестійку весну, нежарке літо, відносно теплу осінь та м'яку зиму. Характерним є часте проходження циклонів.

Взимку переважають південно-західні вітри, а влітку – північно-західні (Андріанов, 1968). Найхолоднішим місяцем є січень, а найтеплішими – липень і серпень. Найбільша кількість опадів випадає у червні й липні, а найменша – у січні й лютому. Найсухішим місяцем протягом вегетаційного періоду є вересень (Круглов та ін., 2012). Штормові вітри переважають у холодну пору року, здебільшого є південно-західними, а їхня повторюваність має багаторічний циклічний характер (Лавний, Лес-сінг, 2006). Метеорологічні умови сильно диференційовані рельєфом. Просторовий розподіл температури приземного повітря й опадів першочергово залежить від альтиту-ди. Якщо на висоті 400 м над рівнем моря середньорічна температура близька до 8°C, то на альтитуді 1400 м – менша за 3°C. Річна сума опадів збільшується зі зростанням альтиту-ди від 1000 до 1500 мм. Оподи значно перевищують евапотранспірацію (■ Таблиця 5.1), тож клімат є вологим. Аль-титудний градієнт температури становить у середньому -0,6°C на 100 м протягом року. Найнижчі його значення припадають на січень (-0,3°C), а найвищі – на квітень–ли-пень (-0,8°C). Типовими також є гірськодо-линна місцева циркуляція повітря, схиліві вітри й температурні інверсії. Останні осо-бливо потужні взимку та можуть тривати по кілька діб (Сакалі и др., 1986). Протягом останніх десятиліть спостерігається вираз-

не потепління клімату (Spinoni et al., 2015), яке може ще у цьому столітті призвести до підвищення середньорічної температури повітря на 1,5–4,5°C (Alder, Hostetler, 2013).

Біотичні фактори. Досліджувана площа належить до середньоєвропейської провін-ції широколистяних лісів з переважанням бука європейського (*Fagus sylvatica*). Ок-рім бука, поширені також дуби черешчатий (*Quercus robur*) і скельний (*Q. petraea*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), ялиця біла (*Abies alba*), ялина європейська або смере-ка (*Picea abies*), явір (*Acer pseudoplatanus*), клен гостролистий (*A. platanoides*), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior*), вільхи клейка (*Alnus glutinosa*), сіра (*A. incana*) та зелена (*A. viridis*), а також інші види, які створюють різноманітні лісові угруповання (Круглов та ін., 2012). Цей регіон є природ-ним ареалом для багатьох видів тварин се-редньоєвропейських лісів. Серед великих ссавців можна відзначити свиню дику (*Sus scrofa*), козулю (*Capreolus capreolus*), оле-ня благородного (*Cervus elaphus*), ведмеда бурого (*Ursus arctos*), рись (*Lynx lynx*), kota дикого (*Felis sylvestris*), вовка (*Canis lupus*), лисицю (*Vulpes vulpes*), видру (*Lutra lutra*), бобра (*Castor fiber*), норку європейську (*Mustela lutreola*) (Деоатус та ін., 2010).

Суспільні фактори. Територія дослі-дження має маргінальне транспортне роз-ташування – на ній відсутні основні тран-зитні магістралі і громадський транспорт

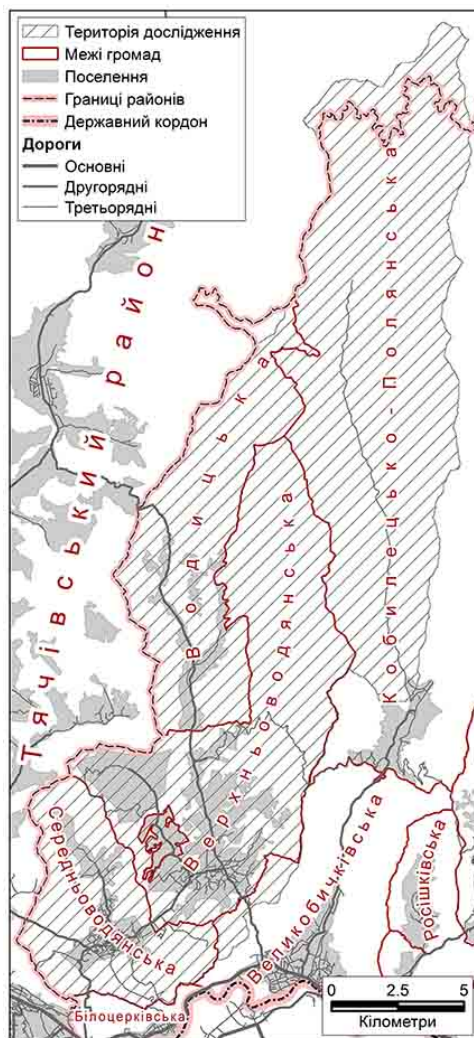
■ Таблиця 5.1. Біокліматичні показники другої половини XX століття за даними метеостанцій, роз-ташованих навколо території дослідження (джерело: Удра, Батова, 2011)

Назва станції	Альтитуда (м)	Ta (°C)	Tv (°C)	Tvs (°C)	Pa (мм)	Pv (мм)	pЕa (мм)
Тячів	214	8,8	9,5	114	987	764	559
Дубове	381	8,0	8,7	104	1319	1002	511
Рахів	430	7,3	8,2	98	1221	965	481
Усть-Чорна	525	6,3	7,3	87	1548	1089	429
Турбат	1140	3,0	5,0	60	1275	931	296
Пожижевська	1429	2,7	4,4	53	1501	965	260

Ta – середньорічна температура; Tv – середня температура вегетаційного періоду; Tvs – сума додатних серед-ньомісячних температур; Pa – річна сума опадів; Pv – сума опадів вегетаційного періоду; pЕa – річна потен-ційна евапотранспірація

не розвинений. Вона належить чотирьом територіальним громадам, але основні площі зайняті угіддями Великобичківського лісгоспу (■Рис. 5.2). Заселеними є голов-но нижня й середня частини басейну Апшиці. Тут розташовані сільські громади Середнього Водяного (Середньої Апші), Верхнього Водяного та Водиці. До Верхньоводянської громади належить також невеличке село Стримба, а до Водицької – Плаюць. У зливі басейну Малої Шопурки розташоване селище Кобилецька Поляна. Села згадуються в історичних докумен-тах з XIV століття (Белоусов та ін., 1969). Населення традиційно займається лісовим господарством, відгінним скотарством (випасом овець і корів на полонинах – великих луках на вершинах гірських хреб-тів), а також садівництвом, луківництвом і рілльництвом у теплій долині Апшиці. У Кобилецькій Поляні з XVIII століття було металоплавильне й металобробне підпри-ємство, яке закрилося 1996 року після при-пинення державних дотацій.

Тепер у селах басейну Апшиці проживає близько 13, а в Кобилецькій Поляні – близь-ко 3 тис. осіб. Кількість населення є загалом стабільною, попри брак робочих місць. Основним джерелом доходів є фізична праця за кордоном, а також дрібна тран-скордонна торгівля, зокрема контрабанда. Важливе значення мають підсобне сіль-ське господарство та лісові екосистемні послуги: заготівля ділової деревини, дров, грибів і ягід. Продовжується випас худоби (головно овець) на полонинах. Село Серед-нє Водяне, населене етнічними румунами, інтенсивно розбудовується велетенськими індивідуальними житловими будинками і за щільністю забудови більше нагадує ур-банізовану територію. Генеральний план Рахівського району передбачає розвиток рекреаційної інфраструктури (гірсько-лижних витягів та готелів) на полонинах (Львівський промбудпроект, 2014).



■ Рис. 5.2. Суспільне розташування території дослідження

5.2. Дизайн дослідження та використані матеріали

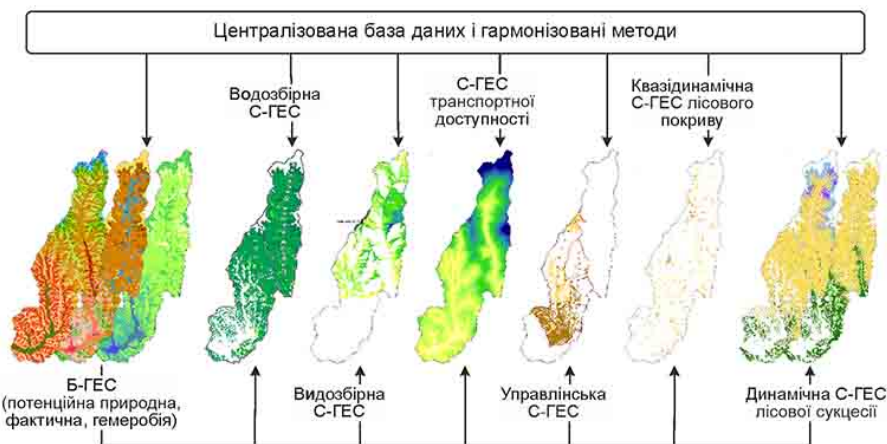
Мета цього дослідження полягає у з'ясу-ванні екологічної, морфологічної та дина-мічної організації ландшафту басейнів Апшиці й Малої Шопурки як Т-ГЕС за допо-могою концептуальних підходів і методів, описаних у ►Розділах 2–4 (■Рис. 5.3). Для цього виконали низку завдань:

1. Делімітували Б-ГЕС локальної й регіональної розмірностей, а також проаналізували особливості їхньої організації;
2. Виділили та проаналізували кілька класів статичних трансморфогенних С-ГЕС: водозбірну, видозбірну, транспортної доступності та управлінську;
3. На підставі хронологічного ряду космозображень сформували та проаналізували ретроспективну квазидинамічну С-ГЕС лісового покриву;
4. За допомогою ландшафтного симулятора *LANDIS-II* створили динамічну С-ГЕС майбутньої лісової сукцесії за сценаріями зміни клімату та проаналізували її виводи.

Отже, реальним об'єктом дослідження є геоєкологічний комплекс двох карпатських водозборів, а теоретичним – Т-ГЕС цих водозборів як поєднання Б-ГЕС і С-ГЕС різних типів організації та рівнів складності. Предметами дослідження є властивості екологічної, морфологічної та динамічної організації ландшафту території дослідження як виводи конкретних Б-ГЕС і С-ГЕС.

Для реалізації дослідження застосували централізовану геопросторову БД, сформовану на основі середньо- та великомасштабних топографічних і тематичних геоданих (■Таблиця 5.2). Усі геодані перетвори-

ли в систему координат *WGS84, UTM Zone 34*, а основні растрові шари звели до геометричного розділення 30 м. Загальна точність геопросторових ввідів та, відповідно, виводів Т-ГЕС, не нижча, ніж на картах масштабу 1:100 000. Окрім геопросторових даних і непросторової інформації, зазначеної у списку літератури, використали матеріали польових маршрутних обстежень. Польові обстеження провели як автор цієї публікації, так і учасники проєкту з картування лучної рослинності Українських Карпат (Tasenkevich et al., 2011) В. Гончаренко, І. Кваковська й А. Одінцева за методикою, описаною в ►Розділі 3.5.6. Для опису рослинних угруповань використали підходи фітосоціологічної школи Ж. Браун-Бланке, які є провідними у центральноевропейській геоботаніці й дедалі ширше використовуються в Україні, зокрема в дослідженнях Карпат (Проць та ін., 2012; Tasenkevich et al., 2011). Опрацювання геоданих здійснили головню в середовищі ПЗ *ArcGIS Desktop* з розширенням *Spatial Analyst* (McCoy et al., 2002), а також використали інші спеціалізовані програми для геоєкологічного й статистичного аналізу. Детальніше методики аналізу та синтезу конкретної геоєкологічної інформації викладені в наступних розділах.



■ Рис. 5.3. Організація Т-ГЕС території дослідження

■ Таблиця 5.2. Первинні геодані, використані для формування централізованої БД території дослідження

Назва геоданих	Тип	Масштаб	Джерело / авторство
Космозображення SPOT та Quick Bird за 2014 рік	Растр, 5*5 м	1:10 000	https://www.google.com/earth . Прочитано: 06.07.2018
ЦМБ SRTM, розділення 3"	Растр, 30*30 м	1:75 000	Jarvis et al., 2008
Тектонічна карта Українських Карпат	Скановані зображення	1:200 000	Глушко, Круглов, 1986
Державна геологічна (літолого-стратиграфічна) карта України	Скановані зображення	1:200 000	http://geoinf.kiev.ua/wp/kartograma.htm . Прочитано: 06.07.2018
Державна карта четвертинних відкладів України	Скановані зображення	1:200 000	http://geoinf.kiev.ua/wp/kartograma.htm . Прочитано: 06.07.2018
Лісотаксаційна карта (БД «Повидільна таксаційна характеристика лісів»)	Векторний (полігони)	1:25 000	Укрдержліспроект, 2014
Порушення лісового покриву протягом 1978-2007 років (за космозображеннями Landsat MSS / TM / ETM+)	Растр, 30*30 м	1:75 000	Kuemmerle et al., 2009
Територіально-адміністративний поділ України	Векторний (полігони)	1:25 000	https://data.humdata.org/dataset/ukraine-administrative-boundaries-as-of-q2-2017 . Прочитано: 06.07.2018
Мережа автодоріг	Векторний (лінії)	1:10 000	https://www.openstreetmap.org . Прочитано: 06.07.2018
Польові геоекологічні описи	Векторний (пункти)	1:5 000	Автори: В. Гончаренко, І. Кваковська, І. Круглов, А. Одінцева

5.3. Базові геоекосистеми

5.3.1. Особливості дослідження

Загальну ландшафтну структуру території дослідження висвітлили за допомогою локальних та регіональних Б-ГЕС. Локальні Б-ГЕС представлені класами екотопів, а регіональні – індивідуальними мезеоекорегіонами. Делімітація екотопів передбачає виявлення характеристик ПНП та ФНП у межах елементів мезорельєфу (див. ►Розділ 3.2), але розділення ЦМБ SRTM, на підставі якої класифікували рельєф, не дає змоги виділяти елементи мезорельєфу з площею < 1 га, шириною < 30–90 м та перевищенням < 10 м. Наприклад, неможливо ідентифікувати невеликі яри на залісених схилах або розрізнити тераси різних рівнів у днищах річкових долин. Тому найдетальніша класифікація ЦМБ SRTM відображає

не лише елементи мезорельєфу, але й їхні поєднання, які фактично є основою для виділення екохор (див. ►Розділ 3.2). Однак у процесі визначення екологічних компонентів такі ареали складного мезорельєфу інтерпретували як однорідні й атрибутували властивостями екотопу переважаючої площі. З огляду на це можна вважати, що така геоекологічна інтерпретація ЦМБ SRTM загалом відображає просторову структуру ландшафту на рівні екотопів.

Послідовність виділення та інтеграції екологічних компонентів-геосистем у Б-ГЕС описана в Розділі 3.5.4 (див. ►Рис. 3.7). Вона полягає в першочерговій делімітації літогенних компонентів (форм рельєфу та ґрунтоутворних відкладів), які далі доповнюють біокліматичними компонентами. Після цього визначають компоненти ПНП, а на завершення – компоненти ФНП. Делімітовані Б-ГЕС проаналізували з огляду на їхній гемеробіотичний стан та фрагментова-

ність фактичного лісового покриття на підставі підходів, описаних у ►Розділі 3.5.5.

5.3.2. Літогенні компоненти

Екорегіони. Форми макрорельєфу (морфоструктури), на підставі яких делімітують просторові межі екорегіонів, виділили мапуально в середовищі ГІС. Для цього використали геодані ухилів поверхні, отримані з ЦМБ *SRTM*, а також тектонічну карту, на якій відображені структурно-літологічні зони (див.►Таблицю 5.2). Для проведення меж морфоструктур першочергово брали до уваги текстуру ухилів поверхні, а границі структурно-літологічних зон пізніше узгодили з геоморфологічними межами. У такий спосіб отримали меж морфоструктур та характеристики їхнього геологічного субстрату. Для кожної морфоструктури підібрали власну назву та розраховували два морфометричні показники: 1) середню альтитуду та 2) середню відносну висоту як амплітуду рельєфу в круглому околі радіусом 1000 м. Тоді на підставі цих показників визначили орографічні класи екорегіонів.

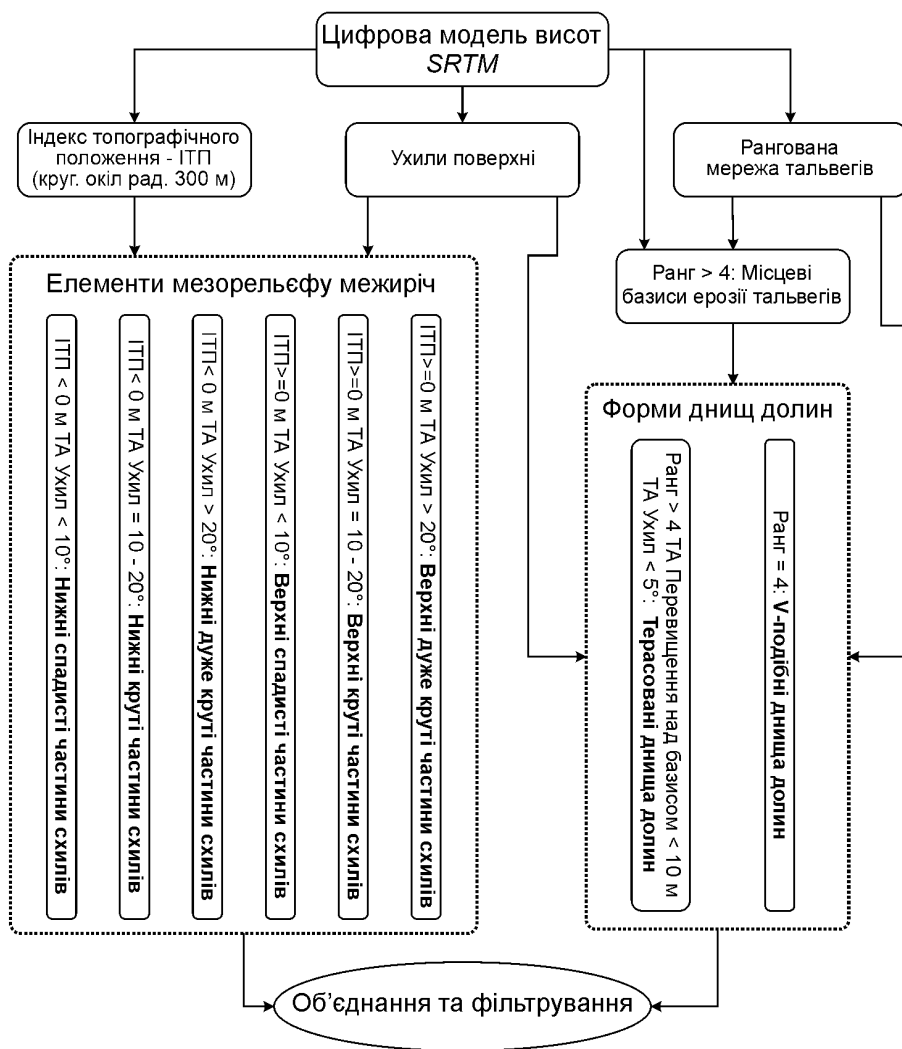
Детальніше про методику та результати делімітації й класифікації екорегіонів Українських Карпат ідеться в окремій публікації (Круглов, 2008).

Просторові межі екорегіонів-морфоструктур відображені на ►Рис. 5.1, а характеристики їхніх літогенних компонентів наведені в ►Таблиці 5.3. Звернемо увагу, що меж морфоструктур простягаються далеко поза територію дослідження, але наведені тут їхні морфометричні показники визначені лише для басейнів Апшиці та Малої Шопурки. Найбільші площі займають флішові гори: Апшицько-Шопурське низькогір'я (27,1%) та середньогір'я Рахівських полонин (26,5%), яке також відзначається найзначнішим вертикальним розчленуванням (480 м). Найбільшу середню альтитуду (1092 м) мають флішові Полонини Свидовця, а найменшу – Верхньотисенська улоговина (334 м).

Екотопи. Елементи мезорельєфу, на підставі яких виділяють екотопи, класифікували для значно більшої площі, ніж регіон дослідження. Вона охоплює всі Українські Карпати та прилеглі території – понад

► Таблиця 5.3. Екорегіони: літогенні компоненти-характеристики (за: Круглов 2008 зі змінами)

Індекс	Назва екорегіону	Площа (км ²)	Тектонічна зона: переважуючі породи	Орографічний клас	Альтитуда	Верт. розчл.
					Сер. знач. ± станд. відхилення (м)	
I1	Полонини Свидовця	57,0	Дуклянська: фліш	Флішове підвищене середньогір'я	1092±219	447±74
J1	Рахівські флішові полонини	77,6	Поркулецька і Рахівська: фліш	Флішове розчленоване середньогір'я	941±209	480±81
K2	Апшицько-Кісвинське низькогір'я	79,2	Вежанська і Монастирська: фліш	Флішове низькогір'я	593±158	302±83
L2	Рахівські кристалічні полонини	4,3	Діловецька: метаморфізовані сланці, пісковики і конгломерати	Кристалічне середньогір'я	633±122	410±61
M	Ріцько-Апшицьке низькогір'я	38,1	Монастирська і Карпатська депресія: фліш, пісковики і моласа	Флішово-моласове низькогір'я	470±98	262±70
O	Верхньотисенська улоговина	36,2	Карпатська депресія: глиниста моласа й алювій	Моласово-алювіальне горбогір'я	334±49	164±45



■ Рис. 5.4. Схема делімітації елементів мезорельєфу Українських Карпат і прилеглих територій

40 тис. км² (Kruhlov et al., 2012). Вихідними геоданими слугувала ЦМБ SRTM (див.

■ Таблицю 5.2). Класифікація є гібридною і полягає в окремій делімітації елементів мезорельєфу межиріч, яку доповнили виділенням плоских днищ долин з акумулятивним флювіальним рельєфом (річковими терасами). Для валідації результатів класифікації використали високороздільні растрові геодані на модельну ділянку в низькогірних Дністерських та Крайових Бескидах площею 7 738 га. Для цієї модельної

ділянки була генерована високороздільна гідрологічно-коректна ЦМБ з розміром комірки 10*10 м. Її побудували за допомогою векторних топографічних даних масштабу 1:10 000: ізогіпсів (січення 5 м), відміток висот та водотоків (Roth et al., 2008). Послідовність делімітації елементів мезорельєфу відображена на ■ Рис. 5.4.

Для виділення верхніх і нижніх частин схилів (випуклих й увігнутих поверхонь межиріч), які передають розподіл дивергентних та конвергентних гравітаційних

потоків, що контролюють потужність реголіту та його вологість (Pennock et al., 1987; Shary et al., 2002), використали індекс топографічного положення (ІТП). Ця топографічна змінна вказує, наскільки значення висоти у кожній комірці відрізняється від середньої висоти її околу (Weiss, 2001). ІТП розраховували за допомогою ЦМВ для круглого околу радіусом 300 м. Радіус околу ІТП підбирали експериментально на підставі середніх розмірів елементів мезорельєфу, зокрема довжин схилів. Континуальні дані ІТП розділили на два класи – комірки зі значеннями менше ніж «0» класифікували як нижні частини схилів, а комірки зі значеннями «0» і більше – як верхні частини схилів. Далі обрахували ухили поверхні та класифікували за трьома категоріями. З огляду на середнє розділення ЦМВ *SRTM* (оригінальний розмір комірки 90*90 м), яке згладжує амплітуди топографічних змінних, зокрема ухилів поверхні (Thompson et al., 2001), підібрали такі діапазони ухилів: 1) спадисті схили (до 10°); 2) круті схили (10 – 20°); 3) дуже круті схили (понад 20°). Тоді геодані щодо категорій схилів поєднали з геоданими топографічного положення і в результаті отримали шість категорій елементів мезорельєфу межиріч.

Для виділення днищ річкових долин застосували окремі класифікаційні процедури, для яких використали функції гідрологічного аналізу та інтерполяції. Спочатку за допомогою ЦМВ генерували мережу водотоків (тальвегів) і ранжували їх за Стралером. На підставі порівняння з топографічними картами визначили, що водотоки першого – третього рангів головню відповідають гірським ярам, які ЦМВ відображає погано через низьку роздільність. Тому ці дані вилучили з подальшого аналізу. Водотоки четвертого рангу утворюють вузькі аккумулятивні форми у днищах V-подібних долин, ширина яких не перевищує розмір комірки растру (30 м). А ось водотоки п'ятого й вище рангів формують виразні днища долин з низькими терасами різних

рівнів. Тому для цих водотоків генерували водозбірні басейни, а також екстракували значення висот їхніх русел з ЦМВ. Тоді здійснили сплайн-інтерполяцію висот русел з межами басейнів як бар'єрами. Ця процедура дала змогу для кожного з басейнів отримати поверхню місцевого базису ерозії, від якої відмірюють висоту річкових терас. Після цього розраховували перевищення рельєфу над цими місцевими базисами ерозії. На підставі літературних джерел (Геренчук, 1968) та аналізу топографічних карт встановили, що поверхні низьких аккумулятивних річкових терас у Карпатах можуть простежуватися до відносної висоти 15 м. На підставі цієї інформації виділили ділянки, які мають відносну висоту до 15 м та ухили поверхні до 5°, та інтерпретували їх як плоскі терасовані днища річкових долин. Цей набір геоданих відфільтрували – видалили «острівні» регіони з площею, меншою за 111 комірок (10 га). Тоді геодані, які відображають широкі плоскі днища долин, поєднали з геоданими мережі вузьких днищ V-подібних долин і отримали єдиний набір геоданих флювіально-аккумулятивних елементів мезорельєфу. На завершальному етапі геодані щодо плоских днищ долин наклали на геодані щодо схилів межиріч. Після цього здійснили кінцеву фільтрацію – елімінували регіони, дрібніші за 12 комірок растру (1 га).

Валідацію результатів здійснили порівнянням з елементами рельєфу, виділеними за допомогою високороздільної ЦМВ модельної ділянки в такий само спосіб, як і для усього регіону Українських Карпат. Геодані наклали одне на одного й тотально порівняли – проаналізували на збіг-незбіг (достовірність) значення усіх комірок растру – як щодо топографічного положення, так і щодо категорій крутості схилів. У процесі валідації використали елементи підходу нечітких множин (Dubois, Prade, 1980). Якщо значення категорій топографічного положення або крутості схилів збігалися з модельними даними, то їх оцінювали як

«1». Якщо спостерігали незбіг з різницею в одну категорію ухилу поверхні або топографічного положення, то комірки присвоювали значення «0,5». У випадку незбігу більшого, ніж на одну категорію, комірки присвоювали значення «0». Тоді розраховували «чітку» достовірність:

$$Vc = N_1 / N,$$

де Vc – «чітка» достовірність; N_1 – кількість комірок з повним збігом класифікаційних категорій; N – загальна кількість комірок модельного набору геоданих.

«Нечітку» достовірність розраховували так:

$$Vf = (N_1 + 0,5 N_{0,5}) / N,$$

де Vf – «нечітка» достовірність; N_1 – кількість комірок з повним збігом класифікаційних категорій; $N_{0,5}$ – кількість комірок з незбігом в одну класифікаційну категорію; N – загальна кількість комірок модельного набору геоданих.

У результаті класифікації ЦМБ отримали сім класів елементів мезорельєфу, які характеризують три топографічні положення (днища долин, нижні частини схилів з ярами і верхні частини схилів) та чотири категорії ухилів поверхні (пологі, спадисті, круті й дуже круті) (■ Таблиця 5.4). Валідація засвідчила, що «нечітка» достовірність виділення елементів мезорельєфу за допомогою ЦМБ *SRTM* становить 0,78. Із найвищою точністю виділили верхні частини пологих схилів (0,84), а з найнижчою – нижні частини дуже крутих схилів (0,69).

Таку ситуацію можна пояснити специфічною модельної ділянки, використаної для валідації результатів – вона розташована в низькогір'ї. На ній переважають пологі та спадисті схили, а дуже круті схили трапляються обмежено, переважно у привершинних частинах хребтів, і мають коротку довжину. Тому вони погано відобразились на ЦМБ *SRTM*. Оскільки у басейнах Апшиці та Малої Шопурки дуже круті схили є довгими, то достовірність їхнього виділення повинна бути вищою, ніж визначена валідацією. До того ж, генералізація рельєфу, спричинена нижчим розділенням ЦМБ, меншою мірою впливає на ідентифікацію похідних компонентів ландшафту, таких як ґрунт (Thompson et al., 2001). Тому точність виділення елементів мезорельєфу гірської території за ЦМБ *SRTM* цілком прийнятна.

Виділені класи елементів мезорельєфу нерівномірно розподілені за формами макрорельєфу (морфоструктурами-екорегіонами). Наприклад, дуже круті схили (класи 23 та 33) займають лише 0,3% площі морфоструктури Верхньотисенської улоговини, а в межах морфоструктури Рахівських флішових полонин на спадисті схили (класи 21 та 31) припадає 2,2% площі. Оскільки валідація показала відносно низьку достовірність виділення елементів мезорельєфу невеликої площі, то такі форми генералізували перекласифікацією з оглядом на їхню приналежність до морфоструктур різних орографічних класів. Так, у межах

■ Таблиця 5.4. Класи елементів мезорельєфу Українських Карпат, виділені на підставі ЦМБ *SRTM*, та результати їхньої валідації

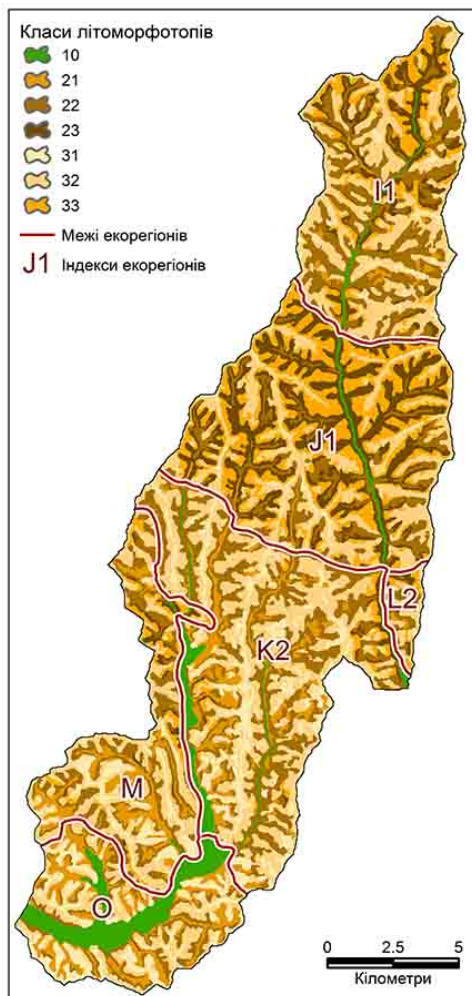
Індекс	Топографічне положення	Категорія ухилу поверхні	Достовірність	
			Vc ¹	Vf ²
10	1. Днища долин	0. Пологи (до 5°)	0,63	0,76
21		1. Спадисті (до 10°)	0,68	0,79
22		2. Круті (10–20°)	0,59	0,78
23		3. Дуже круті (понад 20°)	0,42	0,69
31	2. Нижні частини схилів з ярами	1. Спадисті (до 10°)	0,70	0,84
32		2. Круті (10–20°)	0,66	0,77
33		3. Дуже круті (понад 20°)	0,54	0,74
Загалом:		0,64	0,78	

улоговини й низькогір'їв дуже круті схили (класи 23 та 33) об'єднали з крутими схилами (класи 22 та 32), а спадисті схили (класи 21 та 31) середньогір'їв об'єднали з крутими схилами (класи 22 та 32). Така генералізація загалом не погіршила достовірність геоданих, але суттєво зменшила кількість надто дрібних ареалів мезорельєфу. Карта літоморфотопів території дослідження, в основу якої покладені класи елементів мезорельєфу, наведена на **Рис. 5.5**. На території дослідження переважають круті схили, які займають 58,4% площі. Найменш

поширеними є днища долин, на які припадає лише 4,8% площі.

Генезу, потужність та текстуру ґрунтотворних відкладів, а також умов їхнього дренажу, ув'язали з виділеними елементами мезорельєфу та охарактеризували з огляду на потенційні екзогенні геоморфологічні процеси. Під потенційними процесами тут розуміємо як фактичні геолого-геоморфологічні процеси, які характерні для ландшафту в умовах його стабільного функціонування (напр., дефлюкція на схилах), так і такі, що мають високу вірогідність прояву в умовах нестабільного функціонування, зумовленого природними або антропогенними дистурбаціями (напр., раптове зсування ґрунту як ефект інтенсивних зatoryжних дощів або розвиток лінійної ерозії внаслідок трелювання лісу). У результаті такої інтеграції отримали своєрідну часткову ГЕС літоморфотопів, центральним компонентом (виводом) якої є потенційні геоморфологічні процеси. У цій частині дослідження використали наявні теоретичні уявлення про вплив мезорельєфу на диференціацію реголіту (див. **Розділ 3.1**), карту четвертинних відкладів (див. **Таблицю 5.2**), а також наявну регіональну літературу (Gorczyca et al., 2013; Hradecký, Pánek, 2008; Kasprzak et al., 2015). Реголіт не диференціювали залежно від корінних відкладів. Це зумовлено як суб'єктивним чинником – браком відповідної інформації, так і об'єктивними обставинами – відносно однорідним складом геологічного фундаменту, представленого флішем та подібними до нього силікатними відкладами. Через брак емпіричних даних, для класифікації ґрунтотворних відкладів та потенційних процесів застосували експертний категорійний підхід, який не опирається на кількісні методи. Характеристика літоморфотопів наведена в **Таблиці 5.5**, яка пояснює **Рис. 5.5**.

На території дослідження домінують три генетичні категорії континентальних відкладів: елювіально-колювіальні, колювіальні й алювіальні. Днища річкових долин



■ Рис. 5.5. Літоморфотопи. Легенда у
■Таблиці 5.5

■ Таблиця 5.5. Літоморфотопи: літогенні компоненти-характеристики екотопів

Індекс	Мезорельєф		Ґрунтоутворні відклади			Потенційні екзогенні процеси
	Топографічне положення	Категорія ухилу поверхні	Генетичний клас	Текстура та потужність	Дренованість	
10	Днища долин	Пологі (до 5°)	Алювіальні й алювіально-колювіальні	Валуни-суглинок різної потужності	Слабка	Підтоплення, затоплення, бічна ерозія, намив
21	Нижні частини схилів з ярами	Спадисті (до 10°)	Колювіальні	Кам'янистий суглинок потужний	Слабка – помірна	Слабка – помірна лінійна ерозія та намив, дефлюкція
22		Круті (10–20°)	Колювіальні	Кам'янистий суглинок середньопотужний	Помірна	Помірна – сильна лінійна ерозія, дефлюкція, зсуви
23		Дуже круті (понад 20°)	Колювіальні	Кам'янистий суглинок малопотужний	Помірна – сильна	Сильна лінійна ерозія, дефлюкція, зсуви, осипання
31		Спадисті (до 10°)	Елювіально-колювіальні	Кам'янистий суглинок середньопотужний	Помірна	Слабка площинна ерозія
32	Верхні частини схилів	Круті (10–20°)	Елювіально-колювіальні	Кам'янистий суглинок малопотужний	Помірна – сильна	Помірна площинна ерозія
33		Дуже круті (понад 20°)	Елювіально-колювіальні	Кам'янистий суглинок малопотужний	Сильна	Помірна – сильна площинна ерозія, дефлюкція, осипання

виповнені суглинково-валунним алювієм, який може бути перекритий колювієм з прилеглих схилів. Верхні частини схилів характерні елювіально-колювіальними відкладами, а нижні – колювіальними. Елювіальні й колювіальні відклади представлені кам'янистими суглинками, які є результатом вивітрювання пісковиків і аргілітів. В умовах гірського рельєфу з вологим кліматом процес руйнування гірських порід супроводжується постійною денудацією. Тому потужність реголіту переважно вимірюється першими метрами. Він є потужнішим та вологішим на нижніх частинах схилів – там, де переважають процеси колювіальної акумуляції конвергентними гравітаційними потоками (Pennock et al., 1987). На потужність та дренажність реголіту також впливають ухили поверхні, які визначають інтенсивність процесів дену-

дації – що більші ухили поверхні, то загальом тоншим і сухішим є «континентальний плащ».

На схилах панівними геоморфологічними процесами є дефлюкція, деляпсія (зсуви) та водна ерозія, інтенсивність яких залежить від ухилів поверхні й топографічного положення схилів. Нижні частини схилів сприятливіші для розвитку зсувів, ніж верхні, оскільки характерні потужнішим та вологішим реголітом. Менша ймовірність розвитку зсувів на дуже крутих схилах через відсутність достатньої кількості рихлого матеріалу, придатного для зсування. Натомість тут інтенсивніша водна ерозія, а на найкрутіших ділянках можуть формуватися осипища. У днищах річкових долин під час інтенсивних дощів та сніготанення спостерігається затоплення заплави, а також підтоплення терас ґрунтовими водами. Тут

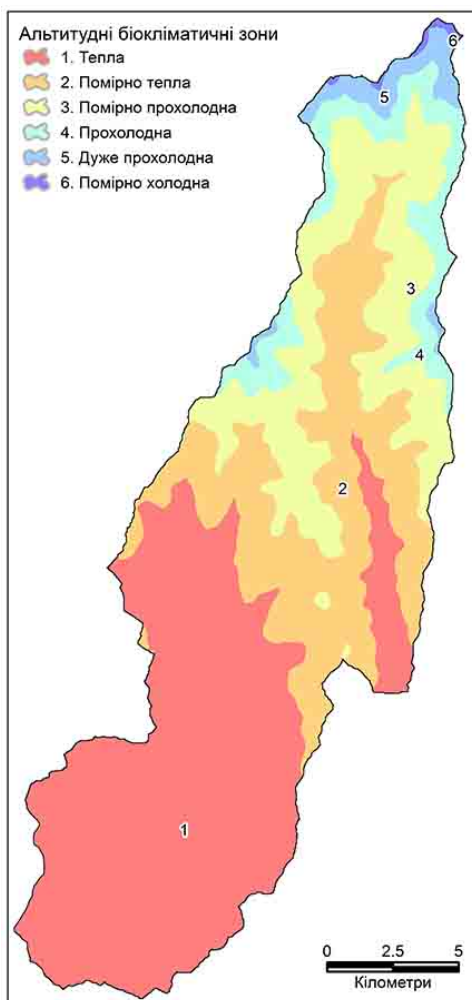
також акумулюється матеріал, винесений потоками й селями з вузьких долин і ярів.

5.3.3. Біокліматичні компоненти

Поняття біоклімату стосується кліматичних характеристик, визначених з огляду впливу на біоценози (Brown, 2017). В основу виділення біокліматичних ареалів поклали біотермічне зонування М. Андріанова (Геренчук, 1968) та геоботанічне зонування (Голубец, Милкина, 1988), які

поєднали в єдину систему альтитудних біокліматичних зон Українських Карпат (Круглов, 2008; Круглов та ін., 2012). Геоботанічну характеристику зон дали згідно з новими опублікованими матеріалами (Проць та ін., 2012). Границі біокліматичних зон додатково відкоригували для басейну Верхньої Тиси (Рахівського району) з огляду на те, що тут спостерігається виразне зниження біокліматичних меж з південного заходу на північний схід – у міру віддалення від теплої Верхньотисенської улоговини. Для цього, на підставі лісотаксаційних геоданих (див. ■Таблицю 5.2), зафіксували місцезонавання верхніх меж 13 лісівничих виділів з домінуванням дуба або граба, розташованих у різних місцях басейну. Ці місцезонавання прийняли за верхню межу теплої (дубово-букової) біокліматичної зони, яка відображає зниження всіх альтитудних біокліматичних меж з південного заходу на північний схід. Тоді розраховували негативну експонентну регресію, яка описує зниження зон у міру зростання віддалі до зливу басейну. Регресію застосували для корекції ЦМВ, на підставі якої пізніше виділили альтитудні зони. Також відобразили вплив температурних інверсій, які зменшують теплозабезпечення нижніх частини схилів та підвищують їхню експонованість пізнім заморозкам. Для цього від уже відкоригованої ЦМВ відняли значення ІТП (див. ►Розділ 5.3.2) і в такий спосіб дещо «підняли», тобто визначили як відносно холодніші, нижні частини схилів, та «опустили», – охарактеризували як відносно тепліші, – верхні. Тоді отриману ЦМВ стратифікували на альтитудні біокліматичні зони та присвоїли їм екологічні характеристики-атрибути згідно з раніше опублікованою інформацією (Kruhlov et al., 2018a). Карта біокліматичних зон відображена на ■Рис. 5.6, а її легенда – в ■Таблиці 5.6.

На території дослідження виділили шість біокліматичних зон. Їхня площа зменшується в міру зростання альтитудного положення – найбільша частка площі (46,5%)



■ Рис. 5.6. Альтитудні біокліматичні зони.
Легенда у ■Таблиці 5.6

■ Таблиця 5.6. Альтитудні біокліматичні зони (за: Геренчук, 1968; Проць та ін., 2012; Kruhlov et al., 2018a зі змінами та доповненнями)

Ін-декс	Альтитуди (м)	Кліматична назва	CAT* (°C)	ГТК**	Геоботанічна назва	Переважаючі природні фітосоціологічні союзи	Площа (%)
1	260–750	Тепла	> 2400	< 2,0	Дубово-букових лісів	<i>Asperulo-Fagion</i> Tüxen 1955; <i>Carpinion betuli</i> Issler 1931	46,5
2	560–1000	Помірно тепла	1800–2400	2,0–3,0	Букових лісів	<i>Asperulo-Fagion</i> Tüxen 1955	24,3
3	810–1250	Помірно прохолодна	1400–1800	3,0–3,5	Смереково-букових лісів	<i>Asperulo-Fagion</i> Tüxen 1955	19,1
4	1090–1450	Прохолодна	1000–1400	3,5–4,0	Буково-смерекових лісів	<i>Luzulo-Fagion</i> Lohmeyer et Tx. in Tx. 1954	7,1
5	1290–1590	Дуже прохолодна	600–1000	4,0–5,0	Смерекових лісів	<i>Piceion excelsae</i> Pawlowski et al. 1928	2,6
6	1510–1644	Помірно холодна	< 600	> 5,0	Субальпійського криволісся	<i>Pinion mugo</i> Pawlowski et al. 1928; <i>Alnion viridis</i> Rübel 1933	0,4

*CAT – річна сума активних температур (понад 10°C) **ГТК – гідротермічний коефіцієнт Селянінова

припадає на найнижчу теплу зону дубово-букових лісів, а найменша (0,4%) – на найвищу помірно холодну зону субальпійського криволісся. За умовами біоклімату найпоширенішими потенційними природними біоценозами є букові, дубово-букові та ялицево-букові ліси фітосоціологічного союзу *Asperulo-Fagion*, які можуть траплятися в чотирьох зонах – від теплої до прохолодної. На другому місці за ареалом потенційного поширення є грабово-дубово-дубові ліси союзу *Carpinion betuli*, які є типовими для теплої зони, але можуть підніматися вище – у помірно теплу зону до альтитуди близько 1000 м. Зауважимо, що в цьому дослідженні ми не диференціюємо ліси за участю дуба черешчатого та дуба скельного, оскільки ці види генетично та морфологічно близькі, часто трапляються разом, гібридизують та демонструють подібні екологічні й фенологічні властивості (Bacilieri et al., 1995). У прохолодній зоні багаті бучини союзу *Asperulo-Fagion* трансформуються в менш продуктивні біоценози союзу *Luzulo-Fagion*, які відзначаються суттєвою домішкою, або навіть перева-

жанням, ялиці, смереки та явора, а також збідненим підліском. Дуже прохолодна зона характерна домінуванням бореальних чорницевих смерекових лісів союзу *Piceion excelsae*, які переходять у субальпійське криволісся помірно холодної зони. Переважаючими угрупованнями субальпійської зони в Карпатах є гірськососнові та зеленівельхові криволісся, які відносять, відповідно, до союзів *Pinion mugo* та *Alnion viridis*. Зауважимо, що наведені тут загальні характеристики потенційних природних біоценозів зроблені лише з огляду на клімат і не беруть до уваги особливості субстрату, які можуть суттєво впливати на умови місцезростання. Інтегрований аналіз умов місцезростання та потенційних природних угруповань наведених у наступному розділі, який описує компоненти ПНП Б-ГЕС.

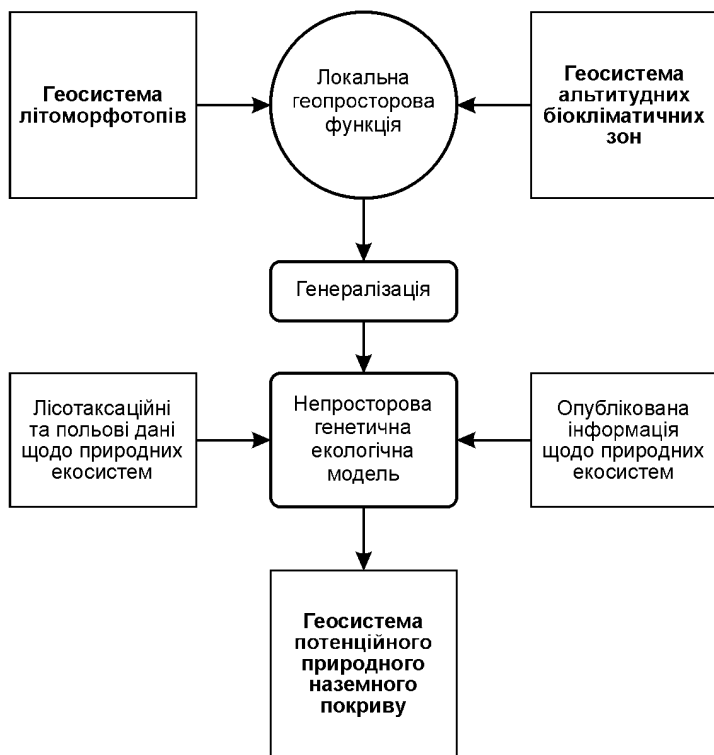
5.3.4. Компоненти потенційного природного наземного покриву

Компоненти ПНП інтерпретували на підставі інформації про геопросторові та

екологічні відношення між літогенними й біокліматичними компонентами Б-ГЕС і охарактеризували на рівні як екотопів, так і екорегіонів. ПНП на рівні екотопів визначили у кілька послідовних кроків. По-перше, встановили просторові відношення між літоморфотопами й альтитудними біокліматичними зонами за допомогою локальної геопросторової функції. По-друге, результати оверлею генералізували – класи екотопів, які займали площу, меншу за 0,05% території дослідження (< 14,6 га), «приєднали» до інших класів з близькою структурою літогенних і біокліматичних компонентів. По-третє, у рамках непросторової екологічної моделі-матриці з'ясували генетичні відношення між характеристиками ПНП (грунтом і потенційною природною рослинністю), з одного боку, та літогенними й біокліматичними властивостями, з іншого. У цій моделі літогенні й біокліматичні класи формують рядки та стовбці матриці, а категорії ПНП – комірки

матриці. По-четверте, отриману непросторову екологічну модель поєднали з геопросторовою моделлю відношень між літогенними та біокліматичними компонентами і в такий спосіб отримали геосистему, яка характеризує екологічну та просторову структуру ПНП і потенційних природних екотопів загалом (■Рис. 5.7).

Для побудови непросторової екологічної моделі генетичних відношень між властивостями ПНП та абіотичними умовами використали опубліковану інформацію (Вернандер та ін., 1986; Войтків, Позняк, 2009; Геренчук, 1968; Голубец, Милкіна, 1988; Милкіна, 1988; Проць та ін., 2012), а також лісотаксаційні геодані й дані польових геоекологічних обстежень (див. ■Таблицю 5.2). Під час опрацювання даних лісотаксаційних та геоекологічних обстежень до уваги брали лише інформацію щодо старих та старовікових лісостанів (віком понад 100 років), які вважали за структурою наближеними до природних біоцено-

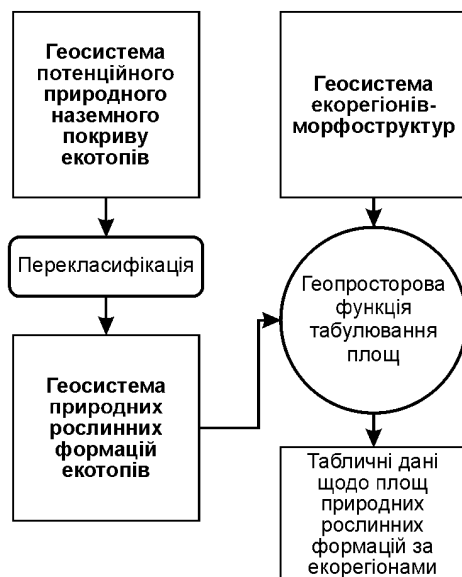


■ Рис. 5.7.
Схема делімітації
компонентів
потенційного
природного
наземного покриття
екотопів

зів. Оскільки всі компоненти моделі категорійні, то відношення між ними визначили якісно – без застосування кількісних методів. Спочатку уточнили особливості біоклімату, залежні від топографічного положення – взяли до уваги експонованість днів долин та нижніх частин схилів температурним інверсіям, які спричиняють пізні заморозки, а верхніх частин схилів – вітрам. Тоді визначили основні властивості природних ґрунтів як функцію біоклімату та літогенних компонентів. Після цього охарактеризували переважаючі едафотопи з огляду на властивості ґрунту та біоклімату за допомогою п'ятиступеневих шкал гігروتопів (гідрофільні, гігрофільні, гігромезофільні, мезофільні та ксеромезофільні) й трофотопів (евтрофні, мезоевтрофні, мезотрофні, мезооліготрофні та оліготрофні). Імовірні потенційні природні біоценози визначили за допомогою домінантного підходу – для кожного класу фізіотопів (поєднань едафотопів та кліматопів) вказали, у порядку пріоритетності, по два–три види найпоширеніших дикорослих рослин (головно дерев), які можуть формувати переважаючу біомасу природного угруповання на пізньосукцесійній стадії розвитку.

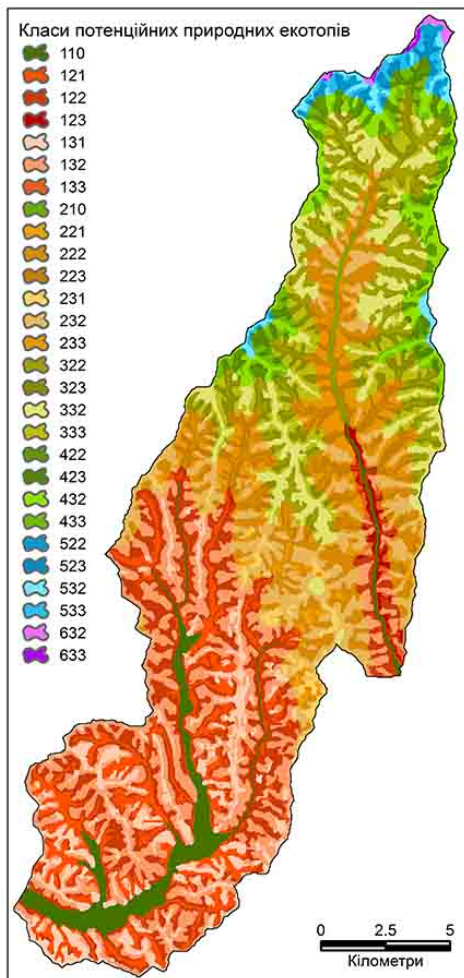
Структуру ПНП екорегіонів охарактеризували за співвідношенням площ ПНП екотопів у межах морфоструктур, на підставі яких виділили мезоєкорегіони (див. ►Розділ 5.3.2). Для компактнішого представлення результатів оригінальні класи ПНП екотопів згрупували за потенційними природними рослинними формаціями, визначеними за допомогою домінантного підходу (Голубец, Милкіна, 1988). Після цього здійснили оверлей з табулюванням площ потенційних природних рослинних формацій за ареалами морфоструктур (■Рис. 5.8). За результатами цього оверлею визначили геоботанічні назви екорегіонів як доповнення до їхніх геолого-геоморфологічних характеристик.

Потенційний природний наземний покрив екотопів представлений 28 класами. Його просторову структуру відображає



■ Рис. 5.8. Схема визначення потенційної природної рослинності екорегіонів

карта, зображена на ■Рис. 5.9, а екологічну структуру – ■Таблиця 5.7. Днища долин (екотопи класів 110 і 210) зайняті алювіальними буроземами. Ці ґрунти сформувались на суглинково-піщаних річкових наносах, підстелених гравійно-валунним матеріалом. Алювіальні ґрунти створюють досить контрастні умови місцєпробування, які залежать від геоморфологічного положення. На рівні заплави поблизу річкових русел переважають сильноскелетні ґрунти, які часто затоплюються й формують гідрофільні оліготрофні едафотопи, придатні для угруповань верб та вільхи сірої. У теплій зоні на широкій високій заплаві й терасах Апшиці (екотопи класу 110) сформувались відносно глибокі алювіальні дерново-буроземні ґрунти. Створені ними гігрофільні та гігромезофільні евтрофні умови сприятливі для популяцій ясена, дуба черешчатого та вільхи клейкої, які належать до асоціації *Prunopadi-Fraxinetum excelsioris* Oberdorfer 1953 союзу *Alnion incanae* Pawłowski et al. 1928. Однак ці види не поширюються в помірно теплу зону екотопів класу 210 через недостатнє теплозабезпечення.



■ Рис. 5.9. Потенційні природні екотопи.
Легенда у ■Таблиці 5.7

На гірських схилах панівним генетичним типом ґрунту є кислий гірський бурозем. Він сформований на елювії-колювії силікатних відкладів (флішу, конгломератів, пісковиків, сланців) і має здебільшого неглибокий та слабодиференційований профіль, оскільки зазнає постійної інтенсивної денудації (Гоголев, Проскура, 1968), а вітровали сприяють перемішуванню ґрунтових горизонтів через вивалювання дерев з корінням та ґрунтом (Šamonil et al., 2009). Властивості гірських ґрунтів диференційовані за рельєфом та кліматом. Загалом на

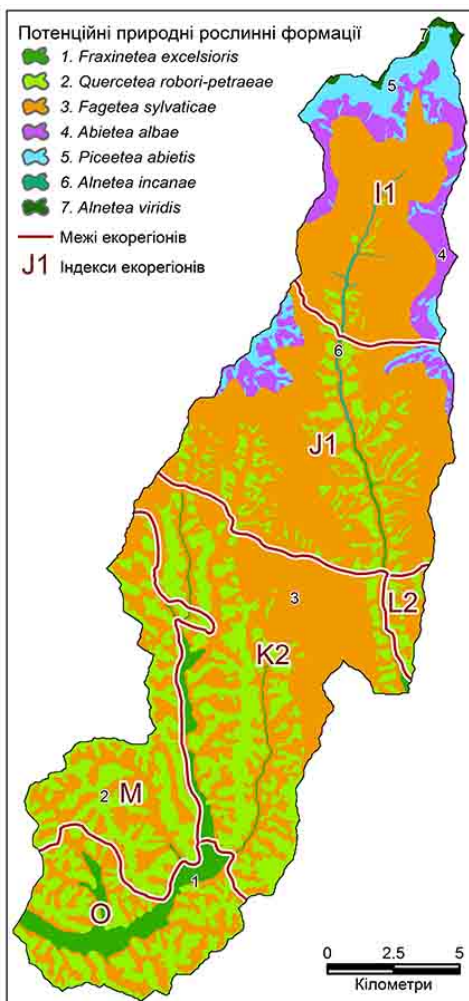
нижніх частинах схилів, а також на положіших ділянках, буроземи глибші, менш кам'янисті та гірше дреновані / аеровані, ніж на верхніх частинах схилів та на крутіших ділянках. Окрім того, в міру зменшення теплозабезпечення та збільшення опадів і вологості повітря, які позитивно корелюються з альтитудою (ці властивості відображають САТ і ГТК – див. ■Таблицю 5.6), зростають вологість і кислотність ґрунту, а також зменшується його продуктивність. У межах теплої – дуже прохолодної зон (екотопи класів 121–133 та 221–533) буроземи сформовані під наметом лісу. Вони зверху вкриті лісовою підстилкою з опадів листя та хвої, яка перешкоджає розвитку дернини, і тому їх називають буроземами лісовими або бурими гірсько-лісовими ґрунтами (Гоголев, Проскура, 1968). На слабонахилених вершинних поверхнях гряд і хребтів у теплого поясі (екотопи класів 131) трапляються опідзолені лісові буроземи, які дещо гірше дреновані та менш продуктивні, ніж ґрунти прилеглих крутіших схилів.

У межах теплої – помірно прохолодної зон буроземи крутих схилів мають загалом високу продуктивність, формують мезофільні евтрофні – мезотрофні едафотопи і сприяють поширенню біоценозів союзу *Asperulo-Fagion* з домінуванням бука як вида-мегатрофа, який висококонкурентний в умовах вологого теплої – помірно прохолодного біоклімату та багатого й добре дренованого субстрату. У теплій і помірно-теплій зонах бук змішується з дубом, а також з грабом і явором (екотопи класів 121–133 та 231–233). Загалом бук, як продуктивніший та тіневитриваліший вид, домінує над дубом у пізньосукцесійних деревостанах (Petrutan et al., 2013). Однак на верхніх частинах схилів з біднішим ґрунтом та сухішим топокліматом (екотопи класів 131–133 і 233) дуб може ставати переважаючим видом (Стойко, 2009). Такі мішані грабово-буково-дубові лісостани відносять до союзу *Carpinion betuli* (Проць та ін., 2012). У помірно прохолодній та прохолодній зо-

нах бук змішується зі смерекою та ялицею (екотопи класів 322–433). Участь хвойних зростає з висотою, і в прохолодній зоні угруповань союзу *Luzulo-Fagion* (екотопи класів 422–433) вони можуть переважати над буком, який тут втрачає продуктивність через недостатнє теплозабезпечення та збіднений ґрунт. На сирих ґрунтах, особливо в нижніх частинах схилів, може домінувати ялиця або смерека, а бук є субдомінантом (екотопи класів 422–432). За відсутності смереки, на верхніх частинах схилів прохолодної зони, які добре експоновані вітрами (екотопи класів 432 і 433), букові угруповання, часто за участю явора і горобини звичайної (*Sorbus aucuparia*), можуть набувати форму криволісся і створювати верхню межу лісу.

За наявності смереки, над прохолодною зоною буково-смерекових лісів формується дуже прохолодна зона вологих смерекових лісів, які відносять до союзу *Piceon excelsae* (екотопи класів 522–533). Через короткий теплий сезон, який обмежує розклад опадів, ґрунт містить багато органіки у вигляді перегною, але його продуктивність невисока (Милкіна, 1988). Тому тут панують олігомезотрофні та оліготрофні едафічні умови. У монодомінантних деревостанах смереки можуть траплятися, особливо в нижній частині зони, явір, ялиця та горобина. На нижніх перезволожених частинах схилів (екотопи класів 522 і 523) переважають угруповання смереки з чорницею (*Vaccinium myrtillus*) та мохами. На верхніх, краще дренованих та обвітрянних, частинах схилів (екотопи класів 532 і 533), там, де вкриття мохів і чорниці є меншим, у трав'яному покриві може домінувати кунічний волохатий (*Calamagrostis villosa*). Ще вище смерекові ліси змінюються субальпійським криволіссям помірно холодної біокліматичної зони. На території дослідження до цієї зони потрапляють лише верхні частини крутих і дуже крутих схилів, які характерні відкритою вітровою експозицією (екотопи класів 632 і 633). Холодний сирий вітряний клімат унеможли-

лює розвиток лісових біоценозів, тож природний рослинний покрив тут представлений криволіссям вільхи (душекії) зеленої й гірської сосни (*Pinus mugo*), чагарничковими угрупованнями чорниці, брусниці (*V. vitis-idaea*) і лохини (*V. uliginosum*), а також трав'яними видами, такими як кунічний волохатий. Буроземний лучний ґрунт, який формується під трав'яно-чагарничковою рослинністю, є неглибоким, містить багато перегною та має оторфований шар дернини. Він створює вологі й сирі оліготрофні едафотопи.



■ Рис. 5.10. Потенційні природні рослинні формації. Легенда у ■ Таблиці 5.8

■ Таблиця 5.7. Компоненти-характеристики потенційних природних екотопів

Індекс	Площа (% / га)	Рельєф		Біоклімат
		Топографічне положення	Крутість	
110	4,4 / 1 281	Днища долин	Пологі	Теплий з температурними інверсіями
121	7,1 / 2 081	Нижні частини схилів з ярами	Спадисті	
122	12,5 / 3 662		Круті	
123	0,7 / 197		Дуже круті	
131	6,7 / 1 946	Верхні частини схилів	Спадисті	Теплий
132	14,7 / 4 305		Круті	
133	0,4 / 128		Дуже круті	
210	0,3 / 101	Днища долин	Пологі	Помірно теплий з температурними інверсіями
221	0,5 / 146	Нижні частини схилів з ярами	Спадисті	
222	6,5 / 1 905		Круті	
223	4,2 / 1 216		Дуже круті	
231	1,0 / 291	Верхні частини схилів	Спадисті	Помірно теплий
232	7,7 / 2 255		Круті	
233	4,1 / 1 206		Дуже круті	
322	4,6 / 1 343	Нижні частини схилів з ярами	Круті	Помірно прохолодний
323	3,7 / 1 083		Дуже круті	
332	6,7 / 1 969	Верхні частини схилів	Круті	
333	4,1 / 1 185		Дуже круті	
422	1,3 / 383	Нижні частини схилів з ярами	Круті	Прохолодний
423	1,4 / 407		Дуже круті	
432	2,8 / 830	Верхні частини схилів	Круті	Прохолодний вітряний
433	1,6 / 462		Дуже круті	
522	0,4 / 113	Нижні частини схилів з ярами	Круті	Дуже прохолодний
523	0,5 / 151		Дуже круті	
532	0,9 / 274	Верхні частини схилів	Круті	Дуже прохолодний вітряний
533	0,8 / 2 289		Дуже круті	
632	0,3 / 73	Верхні частини схилів	Круті	Помірно холодний вітряний
633	0,1 / 26		Дуже круті	

Потенційний природний наземний покрив				
Ґрунти	Едафотопи	Переважаючі природні види		
		Вид 1	Вид 2	Вид 3
Алювіальні дерново-буроземні	Гідрофільні – гігромезофільні / евтрофні – оліготрофні	Fraxinus excelsior	Quercus robur	Alnus glutinosa
Буроземи лісові глибокі	Гігромезофільні / евтрофні	Fagus sylvatica	Quercus petraea / Q. robur	Carpinus betulus
Буроземи лісові середньоглибокі	Гігромезофільні / мезоевтрофні	Fagus sylvatica	Quercus petraea / Q. robur	Carpinus betulus
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезоевтрофні	Fagus sylvatica	Quercus petraea / Q. robur	Carpinus betulus
Буроземи лісові (опідзолені) середньоглибокі	Гігромезофільні / мезотрофні	Quercus petraea / Q. robur	Fagus sylvatica	Carpinus betulus
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезотрофні	Quercus petraea / Q. robur	Fagus sylvatica	Carpinus betulus
Буроземи лісові неглибокі кам'яністі	Ксеромезофільні / олігомезотрофні	Quercus petraea / Q. robur	Fagus sylvatica	Carpinus betulus
Алювіальні дерново-буроземні	Гідрофільні – гігромезофільні / евтрофні – оліготрофні	Alnus incana	Salix spp	
Буроземи лісові глибокі	Гігромезофільні / евтрофні	Fagus sylvatica	Carpinus betulus	Acer pseudoplatanus
Буроземи лісові середньоглибокі	Гігромезофільні / мезоевтрофні	Fagus sylvatica	Carpinus betulus	Acer pseudoplatanus
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезоевтрофні	Fagus sylvatica	Carpinus betulus	Acer pseudoplatanus
Буроземи лісові середньоглибокі	Гігромезофільні / мезотрофні	Fagus sylvatica	Quercus petraea	Carpinus betulus
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезотрофні	Fagus sylvatica	Quercus petraea	Carpinus betulus
Буроземи лісові неглибокі кам'яністі	Ксеромезофільні / олігомезотрофні	Quercus petraea	Fagus sylvatica	Carpinus betulus
Буроземи лісові середньоглибокі	Гігромезофільні / мезоевтрофні	Fagus sylvatica	Abies alba	Picea abies
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезотрофні	Fagus sylvatica	Abies alba	Picea abies
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Мезофільні / мезотрофні	Fagus sylvatica	Abies alba	Picea abies
Буроземи лісові неглибокі кам'яністі	Мезофільні / олігомезотрофні	Fagus sylvatica	Picea abies	Abies alba
Буроземи лісові середньоглибокі	Гідрофільні / мезотрофні	Abies alba	Picea abies	Fagus sylvatica
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Гігромезофільні / олігомезотрофні	Abies alba	Picea abies	Fagus sylvatica
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Гігромезофільні / олігомезотрофні	Abies alba	Picea abies	Fagus sylvatica
Буроземи лісові неглибокі кам'яністі	Мезофільні / олігомезотрофні	Picea abies	Fagus sylvatica	Acer pseudoplatanus
Буроземи лісові середньоглибокі	Гідрофільні / олігомезотрофні	Picea abies	Vaccinium myrtillus	Hylocomium splendens
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Гігромезофільні / олігомезотрофні	Picea abies	Vaccinium myrtillus	
Буроземи лісові середньоглибокі кам'яністі	Гігромезофільні / олігомезотрофні	Picea abies	Vaccinium myrtillus	
Буроземи лісові неглибокі кам'яністі	Мезофільні / оліготрофні	Picea abies	Calamagrostis villosa	
Буроземи лучні середньоглибокі кам'яністі	Гігромезофільні / оліготрофні	Alnus viridis	Pinus muco	Vaccinium myrtillus
Буроземи лучні неглибокі кам'яністі	Мезофільні / оліготрофні	Alnus viridis	Pinus muco	Calamagrostis villosa

■ Таблиця 5.8. Потенційні природні рослинні формації екорегіонів

Характеристики екорегіонів		
Індекс	Власна назва	Класифікаційна назва за потенційним природним наземним покривом
I1	Полонини Свидовця	Флішове підвищене середньогір'я з буковими, ялицевими, смерековими лісами та субальпійським криволіссям
J1	Рахівські флішові полонини	Флішове розчленоване середньогір'я з буковими та дубовими лісами
K2	Апшицько-Кісвинське низькогір'я	Флішове низькогір'я з буковими і дубовими лісами
L2	Рахівські кристалічні полонини	Кристалічне середньогір'я з буковими та дубовими лісами
M	Ріцько-Апшицьке низькогір'я	Флішово-моласове низькогір'я з дубовими і буковими лісами
O	Верхньотисенська улоговина	Моласово-алювіальні горбогір'я з дубовими, буковими та ясеновими лісами

Потенційні природні рослинні формації екорегіонів відображені на ■Рис. 5.10 та в ■Таблиці 5.8. Нагадаємо, що екорегіони простягаються далеко поза межі території дослідження, однак їхні класифікаційні назви сформовані на підставі геоєкологічних показників, визначених для басейнів Апшиці й Малої Шопурки. У всіх екорегіонах значну частку площі (36,5–73,5%) займають екотопи, сприятливі для лісів з переважанням бука (*Fagetea sylvaticae*). Найбільше вони представлені в екорегіоні середньогірних розчленованих Рахівських флішових полонини, а найменше – на моласово-алювіальних горбогір'ях Верхньотисенської улоговини. Значний потенціал поширення також мають природні ліси з переважанням дуба (*Quercetea roboretetiae*), які у Верхньотисенській улоговині та у Ріцько-Апшицькому низькогір'ї є найбільшою за площею природною рослинною формацією. Екотопи, придатні для природного розвитку лісів з переважанням ялиці та смереки (формації *Abietea albae* та *Piceetea abietis*), трапляються головню в підвищеному флішовому середньогір'ї Полонини Свидовця. У цьому екорегіоні також розташований єдиний ареал субальпійської біокліматичної зони, в якому можуть формуватися криволісся формацій *Alnetea*

viridis та *Pinetea mugo*. Верхньотисенська улоговина відзначається екотопами теплих сирих днищ річкових долин, оптимальних для сирих і мокрих лісів з переважанням ясена (формація *Fraxinetea excelsioris*).

5.3.5. Компоненти фактичного наземного покриву

Для визначення компонентів ФНП використали лісотаксаційні геодані, космозображення та дані польових геоєкологічних обстежень (див. ■Таблицю 5.2), які інтерпретували у поєднанні з геоданими щодо потенційних природних екотопів. Процедура визначення ФНП складалась з кількох етапів (■Рис. 5.11). Спочатку опрацювали лісотаксаційні геодані. Лісові виділи згрупували за переважаючим видом дерев (головною породою). Виділили лісостани з переважанням дуба, граба, бука, явора та смереки. Інші виділи, які мають обмежене поширення, об'єднали в один клас «інші деревостани». Деревостани з переважанням дуба, бука та смереки, – довгоживучих видів, які продукують велику фітомасу й переважають на пізньосукцесійних стадіях розвитку лісових екосистем, – додатково розділили на три вікові класи: 1) молоді (0–30 років);

Площі (га) та частки площ (%) потенційних природних рослинних формацій													
<i>Fraxinetea excelsioris</i>		<i>Quercetea robori-petraeae</i>		<i>Fagetea sylvaticae</i>		<i>Abietea albae</i>		<i>Piceetea abietis</i>		<i>Alnetea incanae</i>		<i>Alnetea viridis</i>	
га	%	га	%	га	%	га	%	га	%	га	%	га	%
0	0	96	1,7	3329	58,4	1189	20,9	919	16,1	65	1,1	99	1,7
58	0,7	1221	15,7	5702	73,5	430	5,5	311	4,0	39	0,5	0	
422	5,3	2628	33,2	4874	61,5	0		0		0		0	
1	0,2	142	33,1	285	66,7	0		0		0		0	
31	0,8	1958	51,3	1825	47,8	0		0		0		0	
768	21,2	1534	42,3	1323	36,5	0		0		0		0	

2) середньовікові (30–100 років); 3) старі (понад 100 років). У результаті отримали 12 лісових класів ФНП, диференційованих за переважаючими видами дерев і віком насаджень. Після цього мануальною інтерпретацією космозображення виділили такі нелісові фізіономічні класи ФНП: 1) щільна садибна забудова; 2) дисперсна садибна забудова з луками та садами; 3) луки й сади з окремими садибами; 4) луки, іноді з чагарниками. Лісові та нелісові класи ФНП об'єднали в єдиний набір геоданих і здійснили оверлей з геоданими щодо потенційних природних екотопів. Результуючий геопросторовий шар відфільтрували – вилучили дрібні та «пограничні» ареали площею, меншою за 0,27 га (три комірки растру). Тоді з'ясували особливості фактичних ґрунтів і рослинності у рамках непросторової екологічної моделі-матриці, яка відображає генетичні відношення між фізіономічними класами ФНП та компонентами потенційних природних екотопів. Для визначення цих відношень використали дані щодо особливостей фактичної рослинності й ґрунту, почерпнуті з лісотаксаційних матеріалів і польових геоєкологічних обстежень. Фактичні рослинні угруповання визначили на підставі Каталогу оселищ Карпат (Проць та ін., 2012).

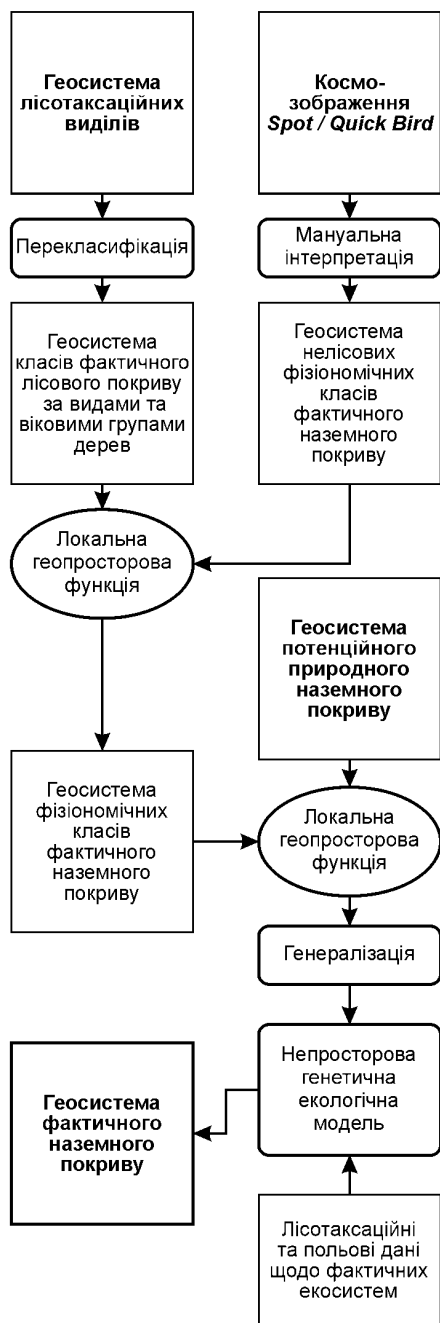
Після цього порівняли характеристики компонентів ФНП та ПНП, встановили гемеробіотичний стан фактичних екотопів (див. ►Розділ 3.5.5) і розрахували співвідношення площ екотопів різного ступеня гемеробії. Як і на попередніх етапах дослідження, відношення між компонентами характеризували категорійно – без використання кількісних показників. Для кожного з екорегіонів визначили співвідношення площ основних класів ФНП, і в такий спосіб доповнили й актуалізували інформацію щодо їхнього наземного покриття. Крім того, для кожного з екорегіонів за допомогою інструменту *Patch Analyst* (Rempel et al., 2012) обчислили показники фрагментованості лісового покриття. Ці показники можуть бути використані у процесі оцінки придатності ландшафту для пробування видів великих тварин, які живуть у лісах та в лісових екотонах.

Фактичний наземний покрив екотопів. На території дослідження розрізняємо 16 фізіономічних класів ФНП (►Рис. 5.12). Найбільша частка площі припадає на ліси (70,3%), серед яких переважають середньовікові букові лісостани. Крім того, значна частина території зайнята поселеннями та прилеглими до них сільськогосподарськими угіддями:

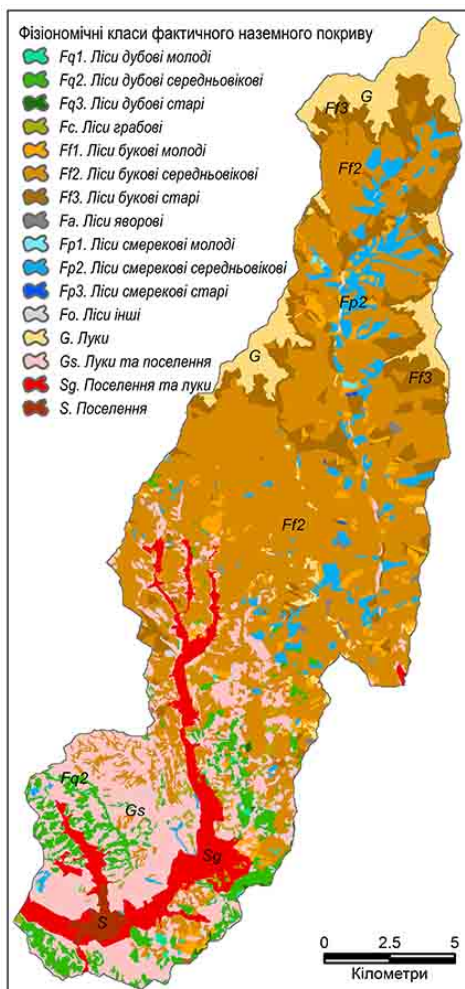
луками, садами й городами (22,8% площі регіону дослідження). Полонини й невеликі лучні ділянки всередині лісових

масивів займають решту площі – 6,9%. У результаті геопросторового поєднання 16 фізіономічних класів ФНП та 28 класів потенційних природних екотопів виділили 166 класів фактичних екотопів (■ Таблиця 5.9). З огляду на таку велику кількість класів, розглянемо лише ті з них, які мають найбільші площі поширення.

Дубові ліси займають 7,2% залісеної площі й майже винятково представлені середньовіковими деревостанами. Вони трапляються в межах теплої біокліматичної зони здебільшого на верхніх частинах крутих схилів (напр., екотопи класу *Fq2-132* – див.



■ Рис. 5.11. Схема делітації компонентів фактичного наземного покриву екотопів



■ Рис. 5.12. Фізіономічні класи фактичного наземного покриву

■Таблицю 5.9). Переважно це мезофільні мезотрофні мішані лісостани за участю бука та граба, які належать до асоціації волосистоосокових дібров *Carici pilosae-Carpinetum* Neuhäusl et Neuhäuslová-Novotná 1964 союзу *Carpinion betuli*. У підліску таких мішаних деревостанів зазвичай домінує підріст бука та граба (■Фото 5.1). Тому для забезпечення хорошого відтворення дуба, який поступається буку і грабу в тіневитривалості, здійснюють рубки догляду, спрямовані на формування світлих монодомінантних дібров (■Фото 5.2). Екотопи дубових лісів мають природне походження, однак характерні виразними слідами лісового менеджменту.

На букові деревостани припадає 83,5% площі лісів регіону дослідження. Це головню середньовікові лісостани, які зосереджені в теплій – помірно прохолодній



■ Фото 5.1. Екотоп класу **Fq2-132**

Середньовіковий грабово-буково-дубовий ліс асоціації *Carici pilosae-Carpinetum* Neuhäusl et Neuhäuslová-Novotná 1964 на верхній частині крутого схилу теплої біокліматичної зони в басейні Апишці



■ Фото 5.2. Екотоп класу **Fq2-131**

Проріджений середньовіковий монодомінантний дубовий ліс на верхній частині спадистого схилу теплої біокліматичної зони в басейні Апишці

біокліматичних зонах. У екотопах крутих схилів теплої зони (класи **Ff2-122**, **Ff2-132**) бук переважно зміщується з дубом і грабом, формуючи асоціацію *Carici pilosae-Fagetum* Oberd. 1957. Такі ліси за флористичними та екологічними характеристиками дуже подібні до волосистоосокових мішаних дібров *Carici pilosae-Carpinetum*, про які згадували раніше. На крутих і дуже крутих схилах помірно теплої й помірно прохолодної зон у мезотрофних мезофільних едафотопах бук утворює монодомінантні лісостани асоціації *Asperulo-Fagetum* (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) Sougnez et Thill 1959 (напр., екотопи класів **Ff2-222**, **Ff2-232**, **Ff2-332**; ■Фото 5.3). У таких лісах домішкою може бути граб (лише в помірно теплій зоні) та явір, які ростуть у просвітах щільного намету крон бука. Іноді в цих же екотопах, особливо в басейні Малої Шопурки, субдомінантом бука є смерека та, рідше, ялиця. Такі мішані смереково-букові та ялицево-букові деревостани, зокрема в теплій та помірно-теплій зонах, є результатом лісового менеджменту XX століття, спрямованого на збільшення частки смереки і ялиці в монодомінантних букових лісах. Попри штучне походження, ці мішані ліси є відносно стійкими угрупованнями, які екологічно близькі до природних ялицево-смереково-букових лісів помірно прохолодної зони. Старі

■ Таблиця 5.9. Класи фактичних екотопів та їхні площі (га) як матриця геопросторового поєднання фізіономічних класів фактичного наземного покриття та класів потенційних природних екотопів

Класи потенційних природних екотопів Фізіономічні класи ФНП	110	121	122	123	131	132	133	210	221	222	223	231	232	233
Fq1. Ліси дубові молоді		1	11		13	28								
Fq2. Ліси дубові середньовікові		222	274		334	<u>524</u>			4	15		16	11	
Fq3. Ліси дубові старі			4		10	11								
Ff1. Ліси букові молоді	6	34	154	12	29	150	4	13	4	169	66	23	183	46
Ff2. Ліси букові середньовікові	67	245	1461	136	345	<u>1911</u>	113	27	123	<u>1320</u>	930	176	<u>1619</u>	893
Ff3. Ліси букові старі	9	4	60	10	6	105		15		69	116	6	123	176
Fr1. Ліси смерекові молоді					3	3				12	2		5	11
Fr2. Ліси смерекові середньовікові	6	18	74	29	19	94	11	27	5	<u>283</u>	92	18	206	68
Fr3. Ліси смерекові старі										2	6			3
Fs. Ліси грабові	9	33	<u>70</u>		26	68								
Fa. Ліси яворові		3		5		2				7	2	8	<u>28</u>	9
Fo. Ліси інші	9	24	48		11	<u>64</u>		14						
G. Луки								5	10	28	2	44	80	
Gs. Луки з садибами	89	916	1285	5	943	<u>1298</u>								
Sg. Садиби з луками	<u>917</u>	566	216		190	43								
S. Щільна садибна забудова	<u>169</u>	15	5		17	4								
Всього (га)	1281	2081	3662	197	1946	4305	128	101	146	1905	1216	291	2255	1206
Всього (%)	4,4	7,1	12,5	0,7	6,7	14,7	0,4	0,3	0,5	6,5	4,2	1,0	7,7	4,1

Примітки: Залиті комірки відповідають класам фактичних екотопів, описаним у тексті. Потовщені підкреслені числа позначають класи фактичних екотопів найбільшої площі.

322	323	332	333	422	423	432	433	522	523	532	533	632	633	Всього (га)	Всього (%)
														53	0,2
														1400	4,8
														25	0,1
38	6	58	7	3		4								1009	3,5
970	711	1320	828	72	34	105	17							13423	45,9
185	317	275	323	180	214	<u>293</u>	241		2					2729	9,3
														36	0,1
141	39	226	20	10		13	5							1404	4,8
														11	0,0
														206	0,7
	4	6	5											79	0,3
														170	0,6
9	6	84	2	118	159	<u>415</u>	199	113	149	274	229	73	26	2025	6,9
														4536	15,5
														1932	6,6
														210	0,7
1343	1083	1969	1185	383	407	830	462	113	151	274	229	73	26	<u>29248</u>	100,0
4,6	3,7	6,7	4,1	1,3	1,4	2,8	1,6	0,4	0,5	0,9	0,8	0,2	0,1	100,0	



■ Фото 5.3. Екотоп класу **Ff2-222**

Монодомінантний середньовіковий ліс асоціації *Asperulo-Fagetum* (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) Sougnez et Thill 1959 на нижній частині крутого схилу помірно теплої біокліматичної зони в басейні Малої Шопурки



■ Фото 5.4. Екотопи класу **Ff3-422**

Старі букові ліси асоціації *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937 на крутих нижніх частинах схилів прохолодної біокліматичної зони під Полониною Апецькою. Знижена антропогенна межа лісу розташована на альти-туді 1200–1300 м і практично не змістилась принай-мні від середини XIX століття

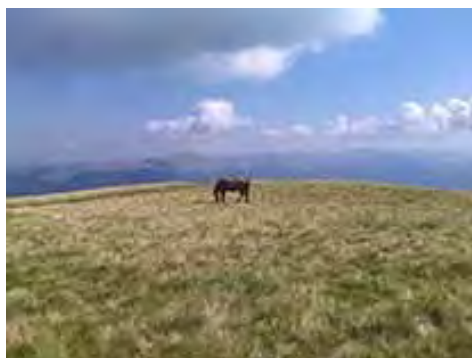
букові ліси, зазвичай з домішкою явора, але без смереки і ялиці, зосереджені на нижніх частинах крутих і дуже крутих схилів прохолодної зони з гігрозоефілітними мезооліготрофними едафотопами і формують теперішню верхню межу лісу (екотопи класів **Ff3-422**, **Ff3-423**; ■ Фото 5.4). Ці екотопи є низькопродуктивними через обмежене теплозабезпечення й постійні вітрові дис-турбації. Деревостани тут відзначаються малою висотою й поламаним гіллям крон. На альтитудах понад 1250 м, в умовах від-критої вітрової експозиції верхніх частин схилів, яворово-буковий ліс може набувати форми криволісся (екотопи класів **Ff3-432**, **Ff3-433**). Такі букові ліси прохолодної зони на сильно кислих буроземах відносять до асоціацій *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937 та *Aceri-Fagetum* J. et M. Bartsch 1940. Ці ма-лопродуктивні та важкодоступні деревос-тани мають офіційний лісогосподарський статус протирозійних лісів, тож ознаки сучасних антропогенних порушень у них відносно незначні.

Смерекові ліси займають 7,1% залісеної площі й майже винятково складаються із середньовікових насаджень, які зосере-джені в помірно теплій та помірно про-холодній біокліматичних зонах басейну Малої Шопурки (напр., екотопи класів **Fp2-222**, **Fp2-332**). Це культурні деревос-тани, в яких субдомінантом часто є бук, а домішкою явір. Культурні смереки також займають невеликі ареали (по 1–5 га) в помірно теплій, ба навіть теплій зонах ба-сейну Апшиці. Тут вони змішані з буком, явором та іншими широколистяними ви-дами дерев. Деревостани з переважанням смереки в теплій та помірно-теплій зо-нах є найпродуктивнішими в регіоні, але одночасно й найуразливішими до зміни клімату. Особливо це стосується екотопів крутих верхніх, краще дренажованих, частин схилів (класи **Fp2-132**, **Fp2-133**, **Fp2-232**, **Fp2-233**), у яких вищий ризик виникнення браку вологи ґрунту – адже саме водний стрес знижує імунітет смереки до інвазій

короїда (Netherer et al., 2015). Щоправда, значна домішка широколистяних дерев зменшує ймовірність інвазій.

У теплій біокліматичній зоні басейну Аппіці трапляються деревостани з переважанням граба, на які припадає 1,0% усіх лісів регіону дослідження. Це молоді й середньовікові (до 50 років) лісостани з домішками бука, дуба, берези та інших широколистяних видів дерев, які ростуть на крутих схилах з помірно багатими і вологими ґрунтами у низькогір'ї (екотопи класу **Fc-122**, **Fc-132**). Попри природне походження, грабові ліси не цілком стійкі угруповання, оскільки знаменують середню стадію лісової сукцесії в порушених екотопах теплої зони дубових і букових лісів. У помірно теплій зоні букових лісів середню стадію сукцесії представляють також ліси з переважанням явора (напр., екотопи класу **Fa-232**), які займають 0,4% залісеної площі переважно в басейні Малої Шопурки. На деревостани з переважанням інших видів дерев, ніж ті, які вже були згадані, припадає 0,8% залісеної площі. Це фрагменти сіровільхових лісів у днищі долини Малої Шопурки (екотопи класів **Fo-110**, **Fo-210**); а також фрагменти ясеневих лісів, сукцесійні ділянки з березою повислою (*Betula pendula*), осикою (*Populus tremula*) і робінією (*Robinia pseudoacacia*), плантаціями дуба червоного (*Quercus rubra*) та горіха чорного (*Juglans nigra*) тощо на схилах у теплій біокліматичній зоні.

Основні масиви лук, іноді з невеличкими ареалами вільхи зеленої й букового криволісся, зосереджені на вершинах і привершинних ділянках хребтів у формі полонин. Вони переважно займають верхні, виположеніші, частини крутих схилів у прохолодній – помірно холодній зонах (екотопи класу **G-432**, **G-532**, **G-632**). Це вторинні (напівприродні) екосистеми, які сформовані на місці субальпійського криволісся, а також лісів дуже прохолодної та, навіть, прохолодної зон, у результаті розчищення вершин хребтів від чагарни-



■ Фото 5.5. Екотоп класу **G-532**

Вторинна лука-пасовище союзу *Potentillo ternatae-Nardion strictae* Simon 1958 на виположеній водоодільній поверхні в дуже прохолодній біокліматичній зоні Полонини Апецької (альтитуда ~1500 м). Потенційна природна рослинність цього екотопу – смерековий ліс союзу *Piceion excelsae* (Pawlowski et al., 1928)



■ Фото 5.6. Екотоп класу **G-523**

Фрагменти зеленівільхових угруповань (союз *Alnion viridis* Rübel 1933) на увігнутій частині дуже крутого схилу з криогенним мікрорельєфом у дуже прохолодній біокліматичній зоні Полонини Апецької (альтитуда ~1450–1500 м). Нижче видно антропогенну верхню межу букового лісу на альтитуді близько 1200 м. На задньому плані – Полонина Оприша, розташована по інший бік долини Малої Шопурки, а на горизонті – масив Близниці.

кової й деревної рослинності під пасовища (Kricsfalussy et al., 2008). Межі полонин на території дослідження через інтенсивне випасання худоби (головно овець), яке триває й зараз, залишаються приблизно такими самими, як і на кадастровій карті 1860-их років (<https://mapire.eu/en/map/cadastral>, Прочитано 24.08.2018). Можна припусти-

ти, що полонинські господарства були тут принаймні з пізнього середньовіччя – від часу заселення долин Апшиці й Малої Шопурки. Через надмірне випасання рослинність полонини головно представлена бідними щільнодернинними угрупованнями з переважанням біловуса стиснутого (*Nardus stricta*), які належать до фітосоціологічних союзів *Nardion strictae* Br.-Bl. 1926, *Potentillo ternatae-Nardion strictae* Simon 1958 та *Nardo strictae-Agrostion tenuis* Sillinger 1933 (■Фото 5.5). Часто також трапляються угруповання чорниці, брусниці



■ Фото 5.7. Екотоп класу **Sg-121**

Нижня частина спадистого схилу в теплій біокліматичній зоні, зайнята дисперсною садибною забудовою з мезофільними сіножатями та пасовищами



■ Фото 5.8. Екотоп класу **S-110**

Днище долини Апшиці в теплій біокліматичній зоні зі щільною садибною забудовою села Середнє Водяне (Середня Апша). Прилеглі нижні частини спадистих і крутих схилів зайняті мезофільними вторинними луками на місці грабово-дубово-букових лісів союзу *Asperulo-Fagion* Tüxen 1955

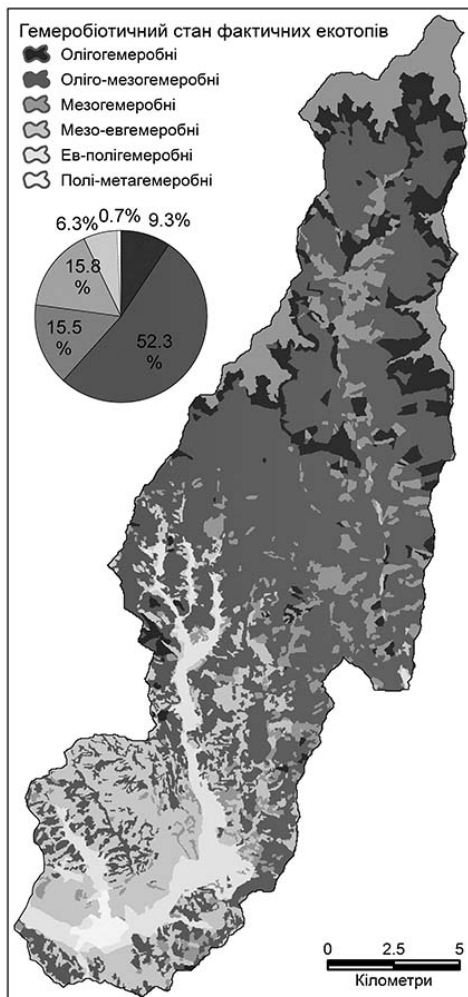
й лохини. На місцях колишніх і теперішніх стійл худоби утворились плями шавля альпійського (*Rumex alpinus*). На деяких ділянках дуже крутих схилів (напр., у екотопах класу **G-523**), особливо північної експозиції, – там, де сніговий покрив залягає найдовше, – збереглися угруповання вільхи зеленої (■Фото 5.6).

Луки також поширені в дисперсно заселеній теплій біокліматичній зоні басейну Апшиці, де вони на спадистих і крутих схилах поєднуються з садами, городами і окремими невеликими садибами (напр., екотопи класів **Gs-122**, **Gs-132**). Це переважно мезофільні сіножаті фітосоціологічних союзів *Arrhenatherion elatioris* Luquet 1926 та *Polygono bistortae-Trisetion flavescentis* Br.-Bl. et Tüxen ex Marschall 1947, а також пасовища союзу *Cynosurion cristati* Tüxen 1947, які сформовані на місці дубових і букових лісів. Днища долин та прилеглі до них нижні частини спадистих схилів зайняті дисперсною садибною забудовою з сінокісними луками, садами й городами (екотопи класу **Sg-110**, **Sg-121**; ■Фото 5.7). Село Середня Апша відзначається щільною садибною забудовою у днищі долини (екотопи класу **S-110**; ■Фото 5.8). Вдовж русел річок у днищах долин тепер поширені угруповання фалопії японської (*Fallopia (Reynoutria) japonica*) – інвазійного виду.

Зауважимо, що на території дослідження немає смерекових лісів дуже прохолодної біокліматичної зони, яка тепер повністю зайнята полонинами. Ба більше, смерека також відсутня в букових деревостанах прохолодної зони – там, де вона звично є субдомінантом або навіть домінантом. Інші лісостани за участю смереки на менших альтитудах були висаджені у XX столітті – на кадастровій карті 1860-их років смерекові або мішані ліси взагалі не відображені на території дослідження (<https://mapire.eu/en/map/cadastral>, Прочитано 24.08.2018). Виникає запитання: чи були тут раніше природні смерекові ліси?

Палінологічні дані з території сусідньої Румунії свідчать, що смерекові ліси були панівними в Карпатах у першій половині голоцену, але пізніше на середніх висотах їх витіснили букові ліси (Feurdean et al., 2010). Однак навіть якщо припустити, що протягом кліматичного оптимуму (8000–5000 років тому) верхня межа поширення бука проходила на 200–300 м вище, ніж тепер (тобто на альтитуді близько 1600 м), то на Свидовецькому масиві залишалось понад 1000 га території, недосяжної для бука, на якій повинні були б зберегтися смерекові ліси. Смерека мала би бути присутньою й нижче, у прохолодній біокліматичній зоні, де вона створювала б мішані лісостани разом з буком і ялицею. З огляду на це, вірогідною видається гіпотеза, що популяції смереки, а також ялиці, гірської сосни й зеленої вільхи, на південно-західному макросхилі Свидовця були знищені скотарями у процесі розширення полонин протягом XV–XVIII століть (напр., Малиновский, 2003).

Гемеробіотичний стан фактичних екотопів. На території дослідження відсутні екотопи, які можна було б охарактеризувати як агемеробні – тобто як такі, що не мають виразних слідів людського втручання. Найменш порушеними – олігогемеробними – вважаємо екотопи старих та старовікових букових лісів, переважно зосереджених у прохолодній та помірно-прохолодній зонах (■Рис. 5.13). Незважаючи на теперішнє обмежене господарське використання, ці екосистеми в минулому зазнавали тривалого й доволі інтенсивного антропогенного впливу, на що вказує відсутність смереки та ялиці в деревостанах. Старі й середньовікові дубові та середньовікові букові ліси регіону відносимо до перехідного класу оліго-мезогемеробних екотопів. Попри природне походження, структура їхніх деревостанів протягом останнього століття коригувалась лісогосподарськими заходами. Молодняки, ліси на ранніх і середніх стадіях сукцесії (березові, грабові, яворові деревостани), а також лісові культури (сме-



■ Рис. 5.13. Гемеробіотичний стан фактичних екотопів: карта й діаграма розподілу площ

реки, дуба червоного тощо) характеризуємо як мезогемеробні. Мезогемеробними також вважаємо екотопи вторинних лук полонин. Екосистеми сінокісних лук із садами й окремими садибами на схилах у теплій зоні є результатом ще більшої антропогенної трансформації, тож їх класифікуємо як мезо-евгемеробні. Дисперсна садибна забудова у днищах долин та нижніх частинах схилів створює ев-полігемеробні екотопи, а щільна забудова села Середня Апша формує полігемеробні, ба навіть метагемеробні екосистеми.

■ Таблиця 5.10. Розподіл площ (%) фактичного наземного покриття за екорегіонами

Характеристики екорегіонів		
Індекс	Власна назва	Класифікаційна назва за фактичним наземним покритвом
I1	Полонини Свидовця	Флішове підвищене середньогір'я з буковими лісами та полонинами
J1	Рахівські флішові полонини	Флішове розчленоване середньогір'я з буковими лісами
K2	Рахівські кристалічні полонини	Кристалічне середньогір'я з буковими лісами
L2	Апшицько-Кісвинське низькогір'я	Флішове низькогір'я з буковими лісами, сінокісними луками та садибами
M	Ріцько-Апшицьке низькогір'я	Флішово-моласове низькогір'я з сінокісними луками, буковими і дубовими лісами
O	Верхньотисенська улоговина	Моласово-алювіальні горбогір'я з сінокісними луками, садибами й дубовими лісами

Фактичний наземний покрив екорегіонів. Найвищу лісистість у межах території дослідження мають екорегіони Рахівських флішових і кристалічних полонин – понад 90%. При цьому абсолютна більшість лісовкритої площі припадає на букові деревостани (■Таблиця 5.10). Найменш залісною є Верхньотисенська улоговина (27%), але тут зосереджені дубові ліси. Найбільшу частку площі полонини займають в екорегіоні Полонин Свидовця, а в Ріцько-Апшицькому низькогір'ї трапляється найбільше сінокісних лук і садів. Садибна забудова найпоширеніша у Верхньотисенській улоговині (34,3%) і відсутня в середньогірних екорегіонах. На підставі співвідношення площ різних класів ФНП, які характеризують гемеробіотичний стан екотопів, можна дійти висновку, що найбільш антропогенно-трансформованим екорегіоном є Верхньотисенська улоговина, а найменш порушеними – Рахівські флішові та кристалічні полонини.

Показники фрагментованості лісового покриття екорегіонів наведені в ■Таблиці 5.11. Ці ландшафтні метрики застосовують для оцінки умов перебування популяцій тварин, пов'язаних з лісовими екотопами та екотонами. Екорегіони з високою часткою внутрішньої зони лісу, тобто площ усередині лісових масивів, віддалених що-

найменше на 100 м від узлісся, найбільше підходять для тварин, які переважно перебувають у хащі – наприклад, для рисі або бурого ведмеда. Таким екорегіоном є Рахівські флішові полонини, у яких внутрішня зона лісу сягає 85%. Щільність узлісся, яку розраховують як периметр лісових масивів, поділений на площу регіону, відображає рівень фрагментованості лісового покриття. Найвищим рівнем фрагментації лісового покриття відзначається екорегіон Ріцько-Апшицького низькогір'я. Такому ландшафту надають перевагу види, які живуть у лісо-лучному екотоні – наприклад, лісовий кіт (Деодатус та ін., 2010).

5.4. Статичні спеціальні геоекосистеми

5.4.1. Водозбірна геоекосистема: інвентаризація лісових екосистемних послуг

Водозбірні С-ГЕС загалом відносять до класу дискретних трансморфогенних. Осередками таких ГЕС є пункти у руслах водотоків – зливи водозборів, а околами – водозбірні площі, межі яких визначають вододільні лінії, що охоплюють території

Частки площ (%) фізіономічних класів фактичного наземного покриття								
Дубові ліси	Грабові ліси	Букові ліси	Яворові ліси	Смеркові ліси	Інші ліси	Полони-ни	Сінокісні луки й сади	Садоби
-	-	65,3	-	12,6	0,2	21,9	-	-
-	0,1	87,0	0,5	4,2	0,1	7,9	0,2	-
-	-	89,5	1,4	4,1	0,0	1,4	3,6	-
6,4	1,4	60,3	0,4	3,9	0,9	1,9	15,6	9,1
9,2	1,6	33,2	-	1,1	1,2	0,2	50,9	2,7
17,1	1,0	7,3	-	0,7	0,8	-	38,7	34,3

■ Таблиця 5.11. Показники фрагментованості лісового покриття за екорегіонами

Індекс	Власна назва екорегіону	Лісистість (%)	Частка внутрішньої зони лісу* (%)	Щільність узлісся (м/га)
I1	Полонини Свидовця	78,1	71,4	11
J1	Рахівські флішові полонини	91,9	85,0	11
K2	Апшицько-Кісвинське низькогір'я	73,4	50,1	45
L2	Рахівські кристалічні полонини	95,0	68,8	42
M	Ріцько-Апшицьке низькогір'я	46,3	16,1	75
O	Верхньотисенська улоговина	27,0	7,4	45

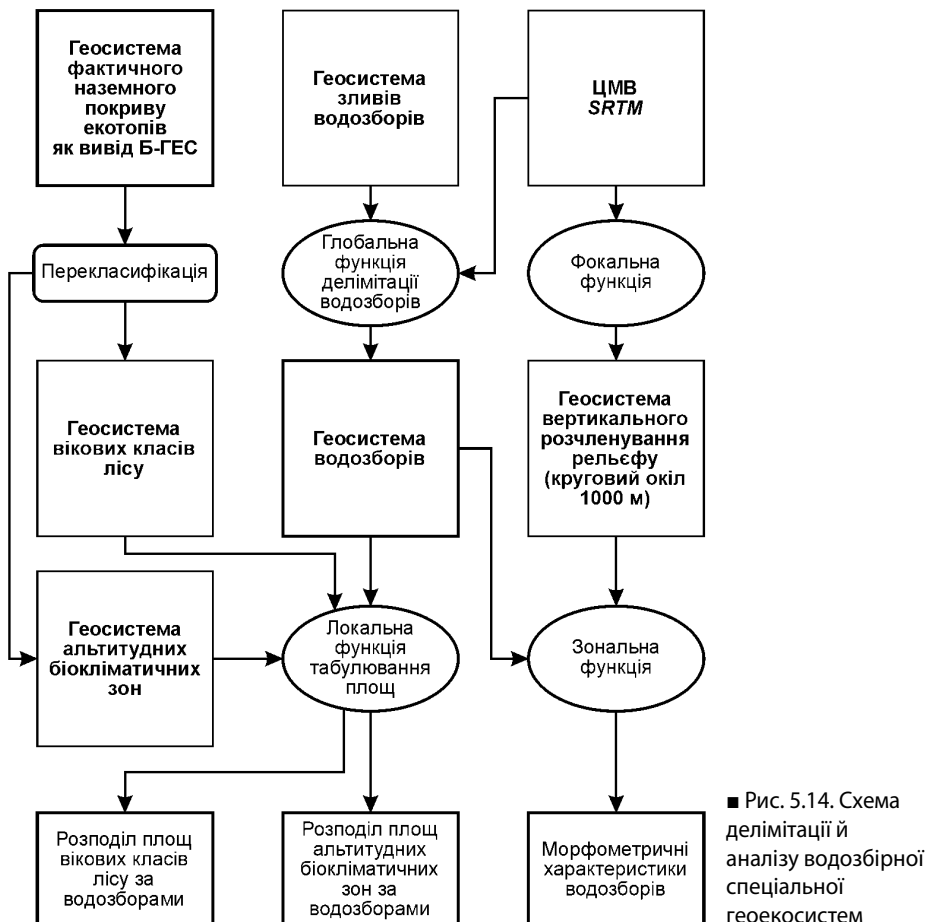
* Внутрішня зона лісу – територія всередині лісового масиву, віддалена від узлісся не менше, ніж на 100 м

вище за течією й замикаються на зливах. Хоча водозбірні ГЕС головню призначені для моделювання руслового стоку, їх також застосовують для менеджменту лісових ресурсів (див. ►Розділ 4.2.1). Це дає змогу одночасно управляти постачальними лісовими екосистемними послугами в поєднанні з регуляторними послугами гідрологічного циклу водозбірної ГЕС.

Отже, метою цього розділу є аналіз двох індивідуальних водозборів, – Апшиці та Малої Шопурки, – з огляду на наявні лісові постачальні й водорегулювальні екосистемні послуги. Для цього виділили відповідні водозбірні басейни та охарактеризували їх щодо наявних лісгосподарських ресурсів і водорегулювальних умов: 1) орографічних умов, які опосередковано характеризують швидкість схилового стоку, ерозійну резистентність схилів, а також складність трельовання лісу; 2) біокліма-

тичних умов, які значною мірою визначають гідрологічний режим та видовий склад лісів, які можна вирощувати на території басейнів; 3) наявних площ лісу за віковими класами, які є безпосереднім лісгосподарським ресурсом та водночас водорегулювальним чинником.

Загальна схема делімітації й аналізу водозбірної С-ГЕС відображена на ►Рис. 5.14. Спочатку визначили межі водозборів та обрахували їхні площі. Для цього застосували відповідну глобальну функцію гідрологічного аналізу (Chang, 2013) та ЦМВ (див. ►Таблицю 5.2). Тоді, за допомогою функції зональної статистики й топографічних змінних, для кожного з водозборів розрахували середні значення та стандартні відхилення альтитуду й вертикального розчленування у круглому околі радіусом 1000 м – так само, як це раніше зробили для екорегіонів (див. Розділ 5.3.2). Після цього



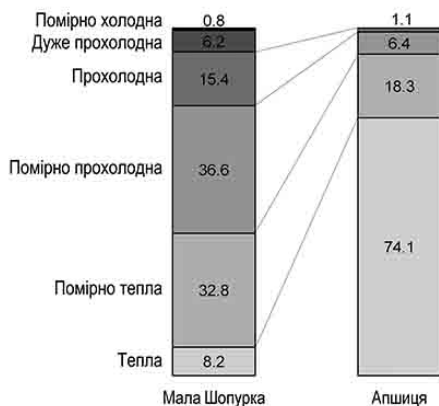
ареали водозборів поєднали з геоєкосистемою ФНП екотопів (див. Розділ 5.3.4) і здійснили табулювання за площами альтитудних біокліматичних зон та вікових класів лісу.

■ Таблиця 5.12 містить кількісні показники, які характеризують рельєф водозборів Апшиці й Малої Шопурки, ■ Рис. 5.15 і 5.16 ілюструють розподіли площ альтитудних біокліматичних зон та вікових класів лісу за двома басейнами, а карта на ■ Рис. 5.17 відображає просторовий розподіл вікових класів лісу. Як видно з ■ Таблиці 5.12, водозбір Апшиці має площу на 4 731 га (38,6%) більшу, ніж басейн Малої Шопурки. Хоча амплітуди альтитуд двох водозборів є практично рівними (~1260 м), басейн Малої Шопурки має значно вищу серед-

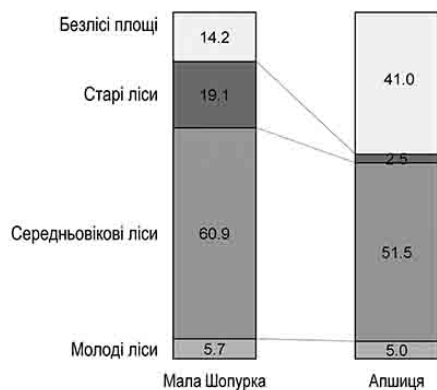
ню альтитуду (978 м), ніж басейн Апшиці (558 м). Оскільки кількість опадів зростає з альтитудою, то басейн Малої Шопурки повинен характеризуватися більшим модулем стоку, ніж басейн Апшиці. Водозбір Малої Шопурки відзначається також значно більшим показником вертикального розчленування. Це вказує на його стрімкіший рельєф, який сприяє швидшому схилу стоку та, відповідно, швидшій реакції руслового стоку на опади. А це означає, що паводковий режим Малої Шопурки повинен бути «жорсткішим», ніж Апшиці. Така ситуація створює також більше проблем для лісового менеджменту через вищі ризики розвитку руйнівних схилу процесів та гіршу транспортну доступність лісових

■ Таблиця 5.12. Водозбірна геоекосистема: морфометричні характеристики басейнів

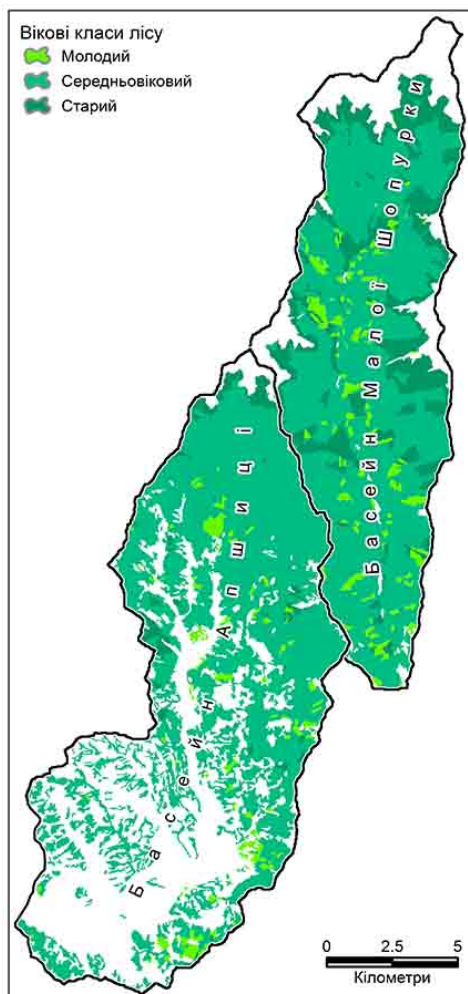
	Мала Шопурка	Апшиця
Площа (га)	12 259	16 990
Мінімальна альтитуда (м)	390	255
Максимальна альтитуда (м)	1644	1512
Амплітуда альтитуд (м)	1254	1257
Сер. альтитуда $\pm$ станд. відхил. (м)	978 $\pm$ 248	558 $\pm$ 229
Сер. верт. розчленування $\pm$ станд. відхил. (м)	471 $\pm$ 83	276 $\pm$ 101



■ Рис. 5.15. Водозбірна геоекосистема: розподіл площ альтitudних біокліматичних зон (%)



■ Рис. 5.16. Водозбірна геоекосистема: розподіл площ лісу за класами віку (%)



■ Рис. 5.17. Вікові класи лісу

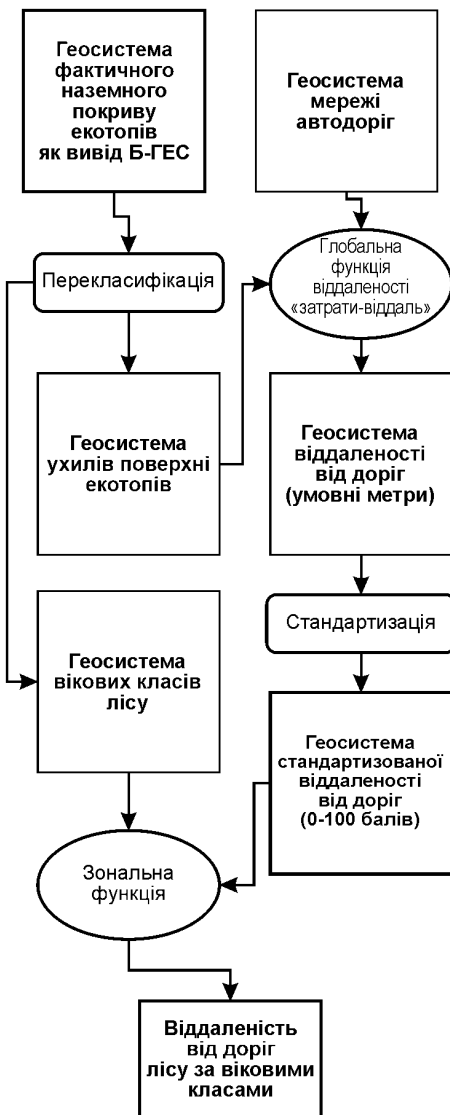
масивів – будівництво лісових доріг на стрімких схилах обходиться дорожче, ніж на пологих. Звернемо увагу, що стандартне відхилення показника вертикального розчленування у басейні Апшиці є дещо більшим, ніж у водозборі Малої Шопурки. Це відображає більше різноманіття рельєфу басейну Апшиці, який розташований як у середньогір'ї, так і в низькогір'ї (див. ► Розділ 5.3.2).

Геоморфологічні відмінності спричиняють виразну різницю в біокліматичних властивостях двох басейнів (див. ■ Рис. 5.15). Якщо у водозборі Малої

Шопурки тепла біокліматична зона букових і дубових лісів займає лише 8% площі, то в басейні Апшиці – 74%. Водночас інші біокліматичні зони представлені значно меншими площами в басейні Апшиці, а дуже прохолодна й помірно холодна зони відсутні взагалі. Така ситуація робить басейн Апшиці сприятливим для насадження букових і дубових деревостанів та малопридатним для вирощування смереки, яка утворює резильентні екосистеми лише в умовах прохолодного клімату. Натомість біоклімат басейну Малої Шопурки дає змогу створювати великі площі буково-ялицево-смерекових лісостанів, але малопридатний для вирощування дуба. Фактична лісистість водозбору Малої Шопурки сягає 85,8% і є значно вищою, ніж басейну Апшиці, де на ліси припадає 59,9% площі (див. Рис. 5.16). Молодий ліс (віком до 30 років) займає приблизно однакові частки площі у двох басейнах (менше 6%). Однак середньовікові та старі лісостани, які можуть бути об'єктами лісозаготівлі тепер або найближчими десятиліттями, поширеніші в басейні Малої Шопурки (80%), ніж у водозборі Апшиці (54%). Але в басейні Малої Шопурки ці лісостани мають більше водорегульоване значення та менш доступні через стрімкіший рельєф.

5.4.2. Геоєкосистема віддаленості: доступність лісових ресурсів

Трансморфогенна С-ГЕС віддаленості, яка моделює доступність лісових ресурсів, належить до класу континуальних (див. Розділи 2.3 і 4.2.3). Вона деталізує одну з економічних властивостей ландшафту, – віддаленість лісових масивів до доріг, – і в такий спосіб опосередковано відображає затрати на трелювання лісу від місця заготівлі до пункту завантаження на лісовози. Ця обставина суттєво впливає на вартість постачальних послуг лісових екосистем.



■ Рис. 5.18. Схема делітації та аналізу спеціальної геоєкосистеми доступності лісу

Отже, дороги відіграють роль осередків, а навколишня територія є континуальним околom як поле значень віддаленості від доріг-осередків. У цій моделі досяжність визначає не лише евклідова (горизонтального прокладення) віддаль від дороги до певного пункту в лісі, але й «опірність» ландшафту до трелювання. У такому разі показником «опірності» вибрали ухил по-

верхні, який є важливим фактором вартості трелювання деревини – що більший ухил, то технологічно складнішим є процес (напр., Ghaffariyan et al., 2013). Загальна схема делімітації та аналізу С-ГЕС доступності лісу представлена на **Рис. 5.18**.

Для розрахунку доступності використали стандартну функцію ГІС «затрати-віддаль». Для її виконання необхідні два набори геоданих: один відображає осередки – місця, до яких здійснюють пересування (трелювання лісу), а другий – «опірність» місцевості пересуванню. Виводом є континуальна геосистема, яка відображає віддаль до найближчого осередку з урахуванням коефіцієнта «опірності» місцевості (Chang, 2013). Оскільки кінцеві пункти трелювання деревини та її завантаження на лісовози повинні розташовуватися на дорогах, то потенційні місця, до яких здійснюють трелювання, відобразили за допомогою геосистеми автодоріг (див. **Таблицю 5.2**). «Опірність» місцевості трелюванню визначили на підставі інформації щодо категорій ухилів поверхні екотопів (див. **Розділ 5.3.2**). Коефіцієнти «опірності» для кожної з чотирьох категорій схилів екотопів запозичили з літератури (Yu et al., 2003). Зокрема визначили, що днища долин з ухилами поверхні до 5° мають «опірність», що дорівнює 1, схили крутістю $5-10^\circ - 2$, $10-20^\circ - 4$, а понад $20^\circ - 8$. Після того, як генерували континуальну геосистему віддаленості території дослідження від доріг в умовних метрах, значення стандартизували за шкалою від 0 до 100 балів. Стандартизовані геодані використали для обчислення статистичних показників віддаленості для трьох вікових класів лісу, які зафіксовані в характеристиках ФНП екотопів (див. **Розділ 5.3.4**). Для цього застосували функцію зональної статистики ГІС (Chang, 2013).

На **Рис. 5.19** відображена карта віддаленості території дослідження від автомобільних доріг, а **Таблиця 5.13** представляє статистичні показники віддаленості лісу



Рис. 5.19. Віддаленість від автодоріг

Таблиця 5.13. Середня віддаленість лісу від доріг за віковими класами

Клас віку	Площа (га)	Сер. віддаленість $\pm$ станд. відхил. (бали)
Молоді ліси	1 555	7,4 $\pm$ 6,6
Середньовікові ліси	16 224	12,9 $\pm$ 11,1
Старі ліси	2 765	31,0 $\pm$ 18,2

від доріг за класами віку. Найближчими до доріг є молоді лісостани віком до 30 років, які виросли на місці рубок, здійснених

протягом останніх десятиліть. Найвіддаленішим від доріг є старий ліс віком понад 100 років. Отримана інформація свідчить, що принаймні протягом останніх десятиліть транспортна доступність була вирішальним чинником вибору місць лісозаготівлі на території дослідження.

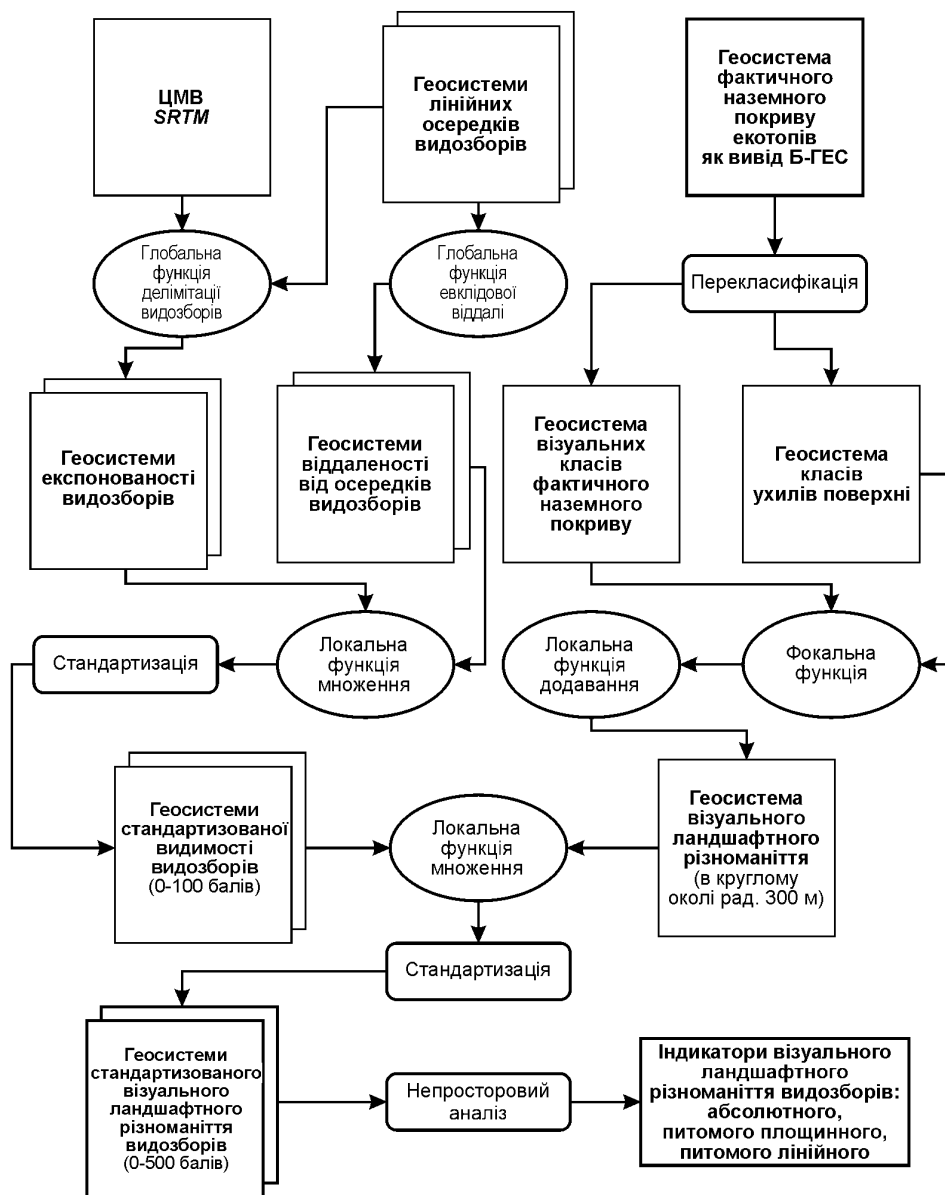
5.4.3. Видозбірні геоєкосистеми: кількісна характеристика краєвидів як культурних екосистемних послуг

Видозбірні С-ГЕС дають змогу кількісно оцінювати різноманіття краєвидів, зокрема їхню естетичність, як одну із важливих культурних екосистемних послуг. На території дослідження делімітували дві індивідуальні видозбірні С-ГЕС (див.►Розділ 4.2.3), які кількісно характеризують краєвиди, що відкриваються з Полонин Апецкої й Оприші (див.■Рис. 5.1). Кінцевими висновками цих С-ГЕС є кількісні характеристики візуальних аспектів ландшафту в межах видозбірних околів, які визначаються двома лінійними осередками. Осередками є польові дороги на відтинках найвищих вододілів з лучною рослинністю полонин. Ці відтинки доріг є місцями найкращого огляду, і їх використовують пішохідні, велосипедні й моторизовані туристи.

Околи делімітували за допомогою відповідної функції видозбірного аналізу з використанням ЦМБ *SRTM* (див.■Таблицю 5.2). Функція видозбірного аналізу виділяє ділянки ландшафту, видимі з відповідного осередку. Якщо осередок не є пунктом (однією коміркою растру), а лінією або ареалом (поєднанням комірок), то алгоритм визначає для кожної з комірок околу видозбору значення експонованості – кількість комірок осередку, з яких їх видно (Chang, 2013). Околи видозборів на розчленованому рельєфі мають вигляд диз'юнктивних ареалів. Після того, як виділили видозбори, визначили віддаленість від осередків

кожного місцеположення (комірки растру) околу. Адже віддаленість також характеризує видимість видозбору – так само, як і експонованість. У цій моделі встановили, що видимість зменшується лінійно – у міру зростання віддалі від осередку. Для визначення віддаленості від осередку застосували стандартну функцію ГІС для розрахунку евклідової віддалі (Chang, 2013). Експертним шляхом визначили, що максимальна видимість становить 12 км (Кулачковський, Круглов, 2016). Отже, ареали околів видозборів обмежили ізолінією, яка позначає віддаль у 12 км від найближчого місцеположення осередку. Тоді, за допомогою локальної функції алгебри карт (див.►Розділ 1.4), перемножили геодані значень віддаленості місцеположень околів на геодані значень їхньої експонованості. Отримані поля значень стандартизували за шкалою від 0 до 100. Ці поля кількісно характеризують видимість видозборів з огляду як на експонованість місцеположень, так і на їхню віддаленість від осередків.

Після того, як розраховували поля видимості видозборів, визначили візуальне різноманіття ландшафту як краєвиди в полях видимості. Для цього використали геоєкосистему екотопів: чотири категорії ухилів поверхні (див.►Розділ 5.3.2) та п'ять категорій наземного покриття, виділених на підставі візуальних властивостей. Зокрема виокремили такі візуальні класи наземного покриття: 1) хвойний ліс; 2) листяний ліс; 3) луки; 4) луки з садами та садибами; 5) щільну садибну забудову (див. Розділ 5.3.5). Візуальне різноманіття розраховували як кількість категорій ухилів поверхні та візуальних класів наземного покриття в круглому околі радіусом 300 м. Для цього застосували відповідну функцію фокальної статистики (Chang, 2013). Тоді значення візуального різноманіття ландшафту перемножили зі значеннями видимості в околах видозборів за допомогою локальної функції алгебри карт, а отримані значення стандартизували за шкалою 0–500. Це дало



■ Рис. 5.20. Схема делімітації та аналізу видозбірних спеціальних геоекосистем

змогу отримати геосистему, яка відображає абсолютне різноманіття видозборів, виражене в умовних одиницях (балах). Окрім абсолютного різноманіття видозборів, розраховували два показники питомого різноманіття: площинне питоме та лінійне питоме різноманіття. Площинне питоме різноманіття

отримали поділом суми абсолютного різноманіття видозбору на його площу, а лінійне питоме різноманіття – поділом суми абсолютного різноманіття околу видозбору на довжину його лінійного осередку. Загальна схема делімітації й аналізу видозбірних С-ГЕС представлена на ■Рис. 5.20.

На **Рис. 5.21** і **5.22** відображені просторові структури континуальних видозбірних С-ГЕС Полонини Апецької й Оприші, а в **Таблиці 5.14** представлені кількісні показники, які характеризують ці С-ГЕС. Як видно, видозбір Полонини Апецької має дещо більшу довжину лінії осередку (на 11,4%) та площу околу (на 37,6%), ніж видозбір Полонини Оприші. Однак площинне та лінійне питоме різноманіття видозбору Апецької значно вище, ніж видозбору Оприші – відповідно, у 2,7 та 3,3 рази. Така разюча різниця пояснюється тим, що видозбір Апецької, на відміну

Таблиця 5.14. Характеристики видозбірних геоєкосистем

	Полонина Апецька	Полонина Оприша
Довжина лінії осередку (м)	4 900	4 400
Площа околу (га)	9 731	7 071
Абсолютне різноманіття (бали)	8 021 370	2 209 799
Площинне питоме різноманіття (бали/га)	842	312
Лінійне питоме різноманіття (бали/м)	1 637	502

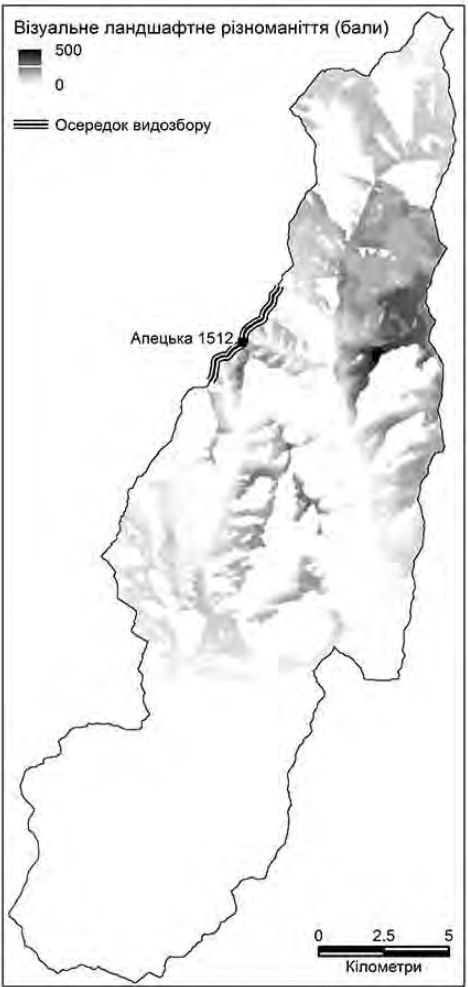


Рис. 5.21. Видозбірна геоєкосистема Полонини Апецької

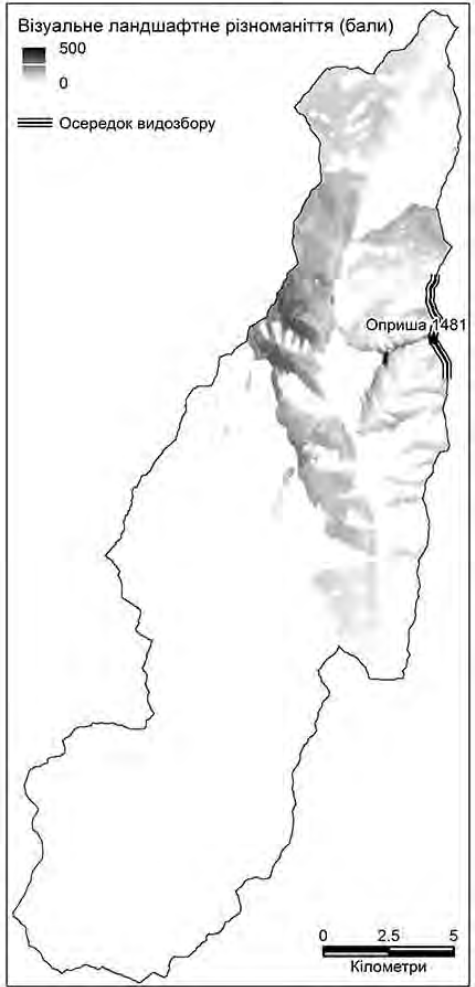


Рис. 5.22. Видозбірна геоєкосистема Полонини Оприші

від видозбору Оприші, захоплює не лише басейн Малої Шопурки з доволі однамнітною лісовою середньогірною фізіономією ландшафту, але й басейн Апшиці, який поєднує заліснене середньогір'я з низькогірними краєвидами, для яких характерна ряба мозаїка лісових, лучних та садибних наземних покривів (■Фото 5.9). Така ситуація робить Полонину Апецьку привабливішою для туристів, які шукають різноманітних краєвидів. Зауважимо, що наведений тут аналіз різноманітності краєвиду обмежений площею басейнів Апшиці та Малої Шопурки, і отже, не бере до уваги візуальне різноманіття ландшафтів по інших боки вододілів.

5.4.4. Управлінська геоекосистема: лучні ресурси сільських громад як постачальні екосистемні послуги

Прикладом застосування управлінських С-ГЕС є оцінка лучних ресурсів як постачальних екосистемних послуг, двох сусідніх сільських громад: Верхньоводянської та Водицької. Скотарство, зокрема утримання корів і овець, є важливим традиційним аспектом економіки цих поселень. Тому наявність пасовищ і сінокосів як джерел постачання корму для худоби

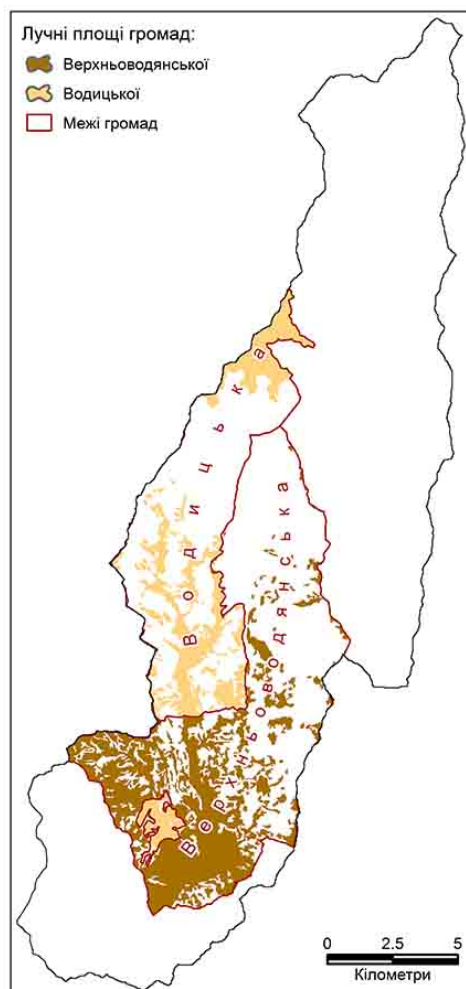
■ Таблиця 5.15. Характеристики лучних управлінських геоекосистем сільських громад

	Верхньоводянська	Водицька
Площа громад (га)	8 074	5 463
Населення (осіб) ¹	5 272	1 882
Площа лук загалом (га)	2 907	1 706
і зокрема:		
Теплих (га, %)	2 770 (95,3)	1 231 (72,1)
Помірно теплих	122 (4,2)	13 (0,8)
Помірно прохолодних	15 (0,5)	51 (3,0)
Прохолодних	0	350 (20,5)
Дуже прохолодних	0	61 (3,6)
Площа лук на одну особу (га)	0,55	0,91

¹ За даними <https://rada.info>. Прочитано: 27.07.2018



■ Фото 5.9. Краєвид з Полонини Апецької на долину Апшиці



■ Рис. 5.23. Управлінська спеціальна геоекосистема: луки сільських громад

є вирішальним чинником підтримки місцевого натурального господарства. Для дослідження лучних ресурсів скористались геоданими щодо фактичних Б-ГЕС, з яких екстрагували ареали відповідних класів ФНП. Дисперсну садибну забудову з луками і садами також залучили до аналізу – адже у структурі цього класу ФНП переважають продуктивні сінокоси, які є цінним джерелом фуражу. Тоді здійснили табулювання площ лучної ГЕС за ареалами двох сільських громад та порівняли розподіл цих площ за біокліматичними зонами, які відображають різну продуктивність лучних угідь. Крім того, розрахували площу лук, яка припадає на одного мешканця громади.

На **Рис. 5.23** представлена карта, а в **Таблиці 5.15** наведені кількісні характеристики управлінської ГЕС, які відображають розподіл лучних ресурсів між Верхньоводянською та Водицькою територіальними громадами. Площа лук Верхньоводянської громади більша від Водицької на 70%, а кількість населення – у 2,8 раза. У Верхньоводянській громаді на одну особу припадає 0,55 га лук, а у Водицькій – 0,91 га. Однак у Верхньоводянській громаді високопродуктивні теплі та помірно теплі луки становлять 99,5% усіх лучних площ, а у Водицькій – 72,9%. У виразі на одну особу це становить 0,55 га для Верхньоводянської громади та 0,66 га – для Водицької. На додачу, Водицька громада володіє площами (411 га або 24,1%) прохолодних і дуже прохолодних лук, які представлені бідними щільнодернинними угрупованнями полонин з переважанням біловуса (див. **Розділ 5.3.5**). Ці угіддя головню придатні для випасання овець. Отже, члени Водицької громади мають краще, порівняно з сусідами з Верхньоводянської громади, забезпечення лучними ресурсами як у кількісному, так і в якісному аспектах.

5.5. Квазідинамічна спеціальна геоєкосистема: ретроспективна динаміка лісового ландшафту

Як приклад застосування квазідинамічних С-ГЕС (див. **Розділ 2.3**), розглянемо ретроспективний геоєкологічний аналіз зміни лісистості території дослідження протягом останніх десятиліть. З'ясуємо, як знеліснення, зумовлене головно суцільними рубками (**Фото 5.10**), а також заліснення, були диференційовані в часі та просторі. Для цього використали геодані щодо зміни лісистості Українських Карпат, здобуті автоматизованою класифікацією різночасових космозображень (Круглов та ін., 2013; Kuemmerle et al., 2009), які проаналізували з огляду на екоотпічну структуру регіону дослідження (див. **Розділ 5.3**). Таке дослідження, схема якого наведена на **Рис. 5.24**, може бути корисним для моніторингу й оцінки впливу на довкілля лісозаготівлі, а також для обґрунтування нормувань навантажень на лісові ландшафти.

Ретроспективну геопросторову динаміку лісового покриву протягом 1982–2007 років (часовий інтервал у 25 років) для території усіх Українських Карпат встановили на підставі поєднаного аналізу 19 літніх та ранньоосінніх спектроразональних космозображень *Landsat TM* та *ETM+*, які зафіксували поширення лісів станом на 1988–1989, 1994, 2000–2002 та 2006–2007 роки. Космозображення геоприв'язали та орторектифікували з використанням ЦМБ *SRTM* з точністю < 0,5 пікселя (15 м), а після цього класифікували за двома категоріями – «ліс» і «не ліс» – за допомогою спеціального програмного забезпечення *ImageSVM*, яке використовує алгоритм на основі методу опорних векторів (van der Linden et al., 2014). Для навчання алгоритму, а також для



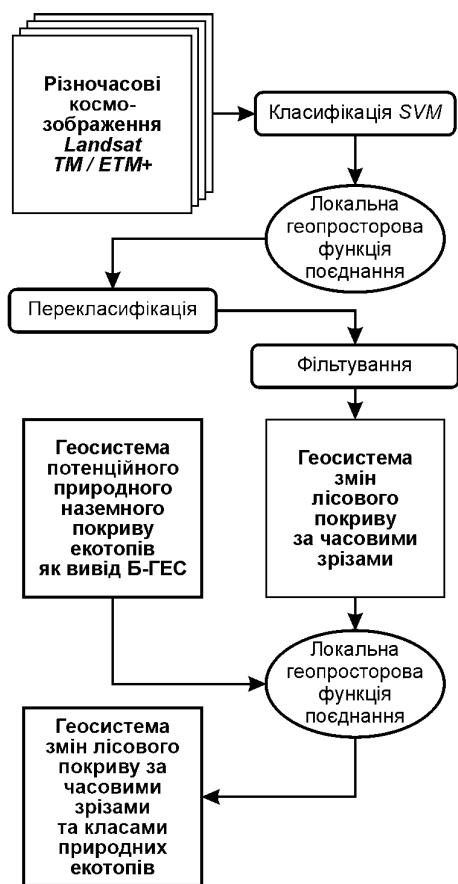
Фото 5.10. Зруб у середньовіковому мезофільному мезотрофному буковому лісі верхньої частини теплої спадистого схилу (екотоп класу Ff2-131; див. Розділ 5.3.5)

■ Таблиця 5.16. Типи динаміки лісового покриву, визначені на підставі класифікації космозображень за чотирма часовими зрізами (джерело: Круглов та ін., 2013; Kuemmerle et al., 2009)

Типи динаміки лісового покриву	Наземний покрив за часовими зрізами (роки)			
	1988-1989	1994	2000-2002	2006-2007
1. Стабільний лісовий покрив	Ліс	Ліс	Ліс	Ліс
2. Порушення лісового покриву у 1982–1988 рр.	Не ліс	Ліс	Ліс	Ліс
	Ліс	Не ліс	Ліс	Ліс
3. Порушення лісового покриву у 1988–1994 рр.	Ліс	Не ліс	Не ліс	Ліс
	Ліс	Не ліс	Не ліс	Не ліс
4. Порушення лісового покриву у 1994–2000 рр.	Ліс	Ліс	Не ліс	Ліс
	Ліс	Ліс	Не ліс	Не ліс
5. Порушення лісового покриву у 2000–2007 рр.	Ліс	Ліс	Ліс	Не ліс
	Не ліс	Ліс	Ліс	Не ліс
6. Заліснення після 1994 р.	Не ліс	Не ліс	Ліс	Ліс
7. Заліснення після 2000 р.	Не ліс	Не ліс	Не ліс	Ліс
8. Стабільно безлісі території	Не ліс	Не ліс	Не ліс	Не ліс
	Не ліс	Ліс	Не ліс	Ліс
9. Помилки класифікації	Ліс	Не ліс	Ліс	Не ліс
	Не ліс	Не ліс	Ліс	Не ліс
	Не ліс	Ліс	Не ліс	Не ліс

валідації результатів класифікації, використали 5211 пунктів наземного контролю даних, головню інтерпретованих за високороздільними космозображеннями з Інтернет-ресурсу *Google Earth*. Тоді розраховували матрицю помилок, загальну точність, точність виробника та користувача, а також каппа-статистику (див. ►Розділ 3.5.3). Космозображення об'єднали за часовими зрізами в чотири набори геоданих, а після цього здійснили їхній оверлей за допомогою локальної геопросторової функції поєднання та визначили зміни лісового

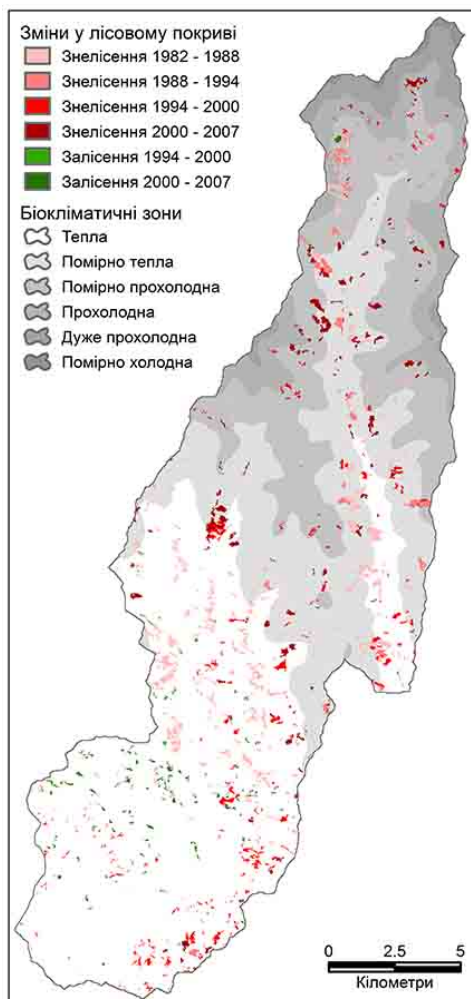
покриву через перекласифікацію за правилами, які відображає ■Таблиця 5.16. Ці правила базуються на припущенні, що відновлення лісового покриву на порушених ділянках триває близько шести років. Тоді провели фільтрування геоданих – елімінували ареали з площею, меншою за 0,5 га. У результаті отримали єдиний растровий набір геоданих з геометричним розділенням 30*30 м, який передає зміни лісового покриву Українських Карпат для періоду до 1988 року з точністю 83%, а для періодів 1988–1994, 1994–2000 та 2000–2007 років з



■ Рис. 5.24. Схема делімітації квазидинамічної спеціальної геоєкосистеми лісового покриву

точністю понад 87%. Детальніше про методу й результати цього дослідження можна прочитати в окремих публікаціях (Круглов та ін., 2013; Kuemmerle et al., 2009).

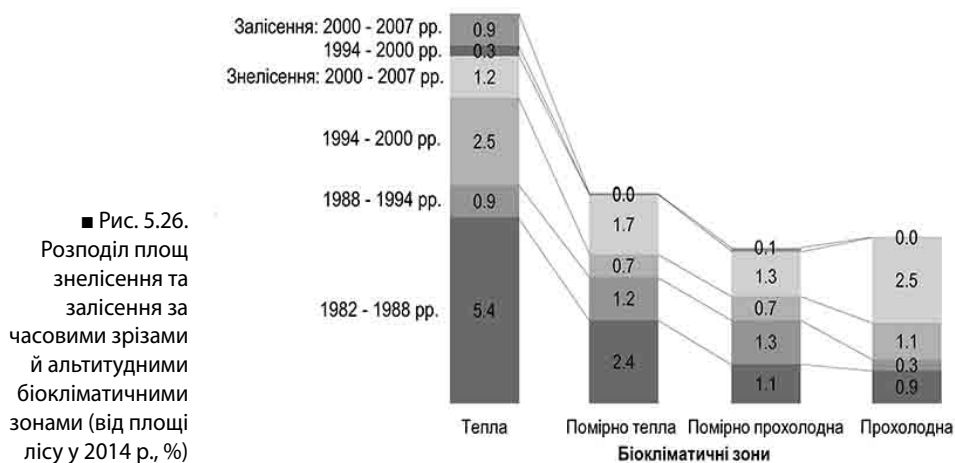
Отримані в такий спосіб геодані щодо змін у лісовому покриві усіх Українських Карпат «обрізали» за межами басейнів Апшиці й Малої Шопурки і використали для подальшого геоєкологічного аналізу. Зауважимо, що ці геодані відображають доволі значні (понад 0,5 га) порушення лісового покриву, які можуть бути спричинені суцільними рубками або великими природними дистурбаціями, зокрема вітровалами й патогенами. Оскільки на території дослідження абсолютну перевагу мають ши-



■ Рис. 5.25. Зміни у лісовому покриві протягом 1982–2007 років

роколистяні ліси, резильєнтні до вітрових дистурбацій (Hobi et al., 2015; Petritan et al., 2013) та інвазій комах, то припускаємо, що абсолютна більшість зафіксованих порушень лісового покриву є результатом суцільних рубок (див. ■Фото. 5.10).

Для визначення ретроспективної динаміки лісових Б-ГЕС геодані щодо історичних змін лісового покриву, отримані на підставі аналізу різномасштабних космозображень, поєднали з геоданими природних екотопів (див. ►Розділ 5.3.3) та проаналізували розподіл площ порушень і заліснення в абсо-



■ Таблиця 5.17. Розподіл змін лісового покриття за природними потенційними екотопами (див. Рис. 5.9 і Таблицю 5.7) та часовими зрізами від площі лісу у 2014 р., га, %

Індекси пот. прир. екотопів	Знелісення, га, %				Усього знелісення, га, %	Залісення, га, %	
	1982– 1988 рр.	1988– 1994 рр.	1994– 2000 рр.	2000– 2007 рр.		1994– 2000 рр.	2000– 2007 рр.
110	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
121	18,5 (3,2)	6,2 (1,1)	18,4 (3,2)	2,8 (0,5)	45,9 (7,9)	0,6 (0,1)	12,1 (2,1)
122	154,2 (7,2)	22,9 (1,1)	59,5 (2,8)	30,1 (1,4)	266,7 (12,4)	4,4 (0,2)	14,9 (0,7)
123	6,9 (3,6)	0,2 (0,1)	3,9 (2,0)	0,6 (0,3)	11,6 (6,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
131	25,9 (3,3)	9,7 (1,2)	24,0 (3,0)	8,6 (1,1)	68,2 (8,6)	2,2 (0,3)	8,3 (1,0)
132	160,4 (5,4)	25,0 (0,8)	67,3 (2,3)	40,7 (1,4)	293,4 (9,9)	13,6 (0,5)	29,0 (1,0)
133	6,9 (5,4)	0,0 (0,0)	1,7 (1,3)	1,0 (0,8)	9,6 (7,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
210	0,1 (0,1)	0,4 (0,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,5 (0,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
221	4,4 (3,2)	3,7 (2,7)	1,3 (1,0)	0,4 (0,3)	9,8 (7,2)	0,0 (0,0)	0,6 (0,4)
222	54,1 (2,9)	39,2 (2,1)	9,8 (0,5)	35,1 (1,9)	138,2 (7,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
223	26,0 (2,1)	17,5 (1,4)	8,3 (0,7)	20,0 (1,6)	71,8 (5,9)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
231	5,5 (2,2)	4,2 (1,7)	1,3 (0,5)	7,7 (3,1)	18,7 (7,6)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
232	54,3 (2,5)	13,9 (0,6)	21,0 (1,0)	42,3 (1,9)	131,5 (6,0)	1,0 (0,0)	2,1 (0,1)
233	23,2 (1,9)	7,8 (0,6)	4,1 (0,3)	13,7 (1,1)	48,8 (4,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
322	25,0 (1,9)	36,5 (2,7)	3,7 (0,3)	16,9 (1,3)	82,1 (6,2)	0,0 (0,0)	3,7 (0,3)
323	17,5 (1,6)	5,7 (0,5)	12,0 (1,1)	13,1 (1,2)	48,3 (4,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
332	12,0 (0,6)	20,7 (1,1)	10,4 (0,6)	27,1 (1,4)	70,2 (3,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
333	7,7 (0,7)	7,1 (0,6)	11,9 (1,0)	12,8 (1,1)	39,5 (3,3)	0,0 (0,0)	2,7 (0,2)
422	3,4 (1,3)	0,5 (0,2)	4,0 (1,5)	5,2 (2,0)	13,1 (4,9)	0,0 (0,0)	0,1 (0,0)
423	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	3,2 (1,3)	12,1 (4,9)	15,3 (6,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
432	7,9 (1,9)	3,0 (0,7)	3,7 (0,9)	4,4 (1,1)	19,0 (4,6)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
433	0,0 (0,0)	0,3 (0,1)	1,8 (0,7)	7,7 (2,9)	9,8 (3,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Усього	613,9 (3,0)	224,5 (1,1)	271,4 (1,3)	302,3 (1,5)	1412,1 (6,9)	21,8 (0,1)	73,5 (0,4)

лютних (га) та відносних (%) показниках як за висотними біокліматичними зонами, так і за окремими класами природних екотопів. Для розрахунку відносних величин знеліснення й нового заліснення використали площу лісових ГЕС на 2014 рік (див. ►Розділ 5.3.4).

Карта зміни лісового покриву відображена на **Рис. 5.25**. Аналіз різночасових космозображень зафіксував, що протягом 1982–2007 років суцільні рубки відбулися на 1 412 га або 6,9% лісових площ басейнів Апшиці й Малої Шопурки (**Таблиця 5.17**). Найбільші обсяги порушень спостерігали до 1988 року (614 га або 3,0%), а найменші – протягом 1988–1994 років (225 га або 1,1%). Протягом періоду після 2000 року рубки дещо збільшились і сягнули 302 га або 1,5% теперішньої лісової площі. На території дослідження також відбулась експансія лісу на раніше незалісені території. Вона була незначною в період 1994–2000 років (22 га або 0,1%), але впродовж 2000–2007 років зросла до 74 га або 0,4% від усієї площі лісів. Отже, загалом за період від 1994 по 2007 роки площа лісу зросла на 96 га або 0,5%.

Найбільші зміни лісового покриву, як за абсолютними, так і за відносними показниками, відбулись у теплій біокліматичній зоні. За весь період спостережень тут вирубали 695 га лісу або 10,0% усієї залісненої площі цієї зони. Нове заліснення охопило 85 га або 1,2% площі (**Рис. 5.26**; див. **Таблицю 5.17**). Найбільші абсолютні обсяги порушень лісового покриву (293 га) припали на екотопи теплих крутих верхніх частин схилів (клас 132 – див. **Рис. 5.9** і **Таблицю 5.7**), які є найпоширенішими лісовими Б-ГЕС на території дослідження і відзначаються переважанням середньовікових букових і дубових деревостанів. У цих же екотопах зафіксували найбільші абсолютні значення нового заліснення – на 33 га. Найбільші відносні порушення лісового покриву були в екотопах теплих нижніх частин крутих схилів (клас 122) – на 12,4%

їхньої площі або 267 га. Найбільші відносні обсяги нового заліснення продемонстрували екотопи теплих нижніх частин спадистих схилів (клас 121) – тут площа лісу зросла на 2,2% або 13 га. Заліснення відбулось головню через експансію осики, граба, дуба й бука на лучні екотопи внаслідок зменшення випасання та сінокошення.

У помірно теплій біокліматичній зоні порушення лісового покриву були значно менші, ніж у теплій зоні, як в абсолютному, так і у відносному вимірах – на 419 га або 6,0% теперішньої площі лісу. Водночас нове заліснення було незначним – на 4 га, що становить менше за 0,1%. Найбільше рубок відбулося в екотопах помірно теплих нижніх частин крутих схилів (клас 222) – на 138 га або 7,4% їхньої площі. Трохи менше лісу порушили на верхніх частинах крутих схилів (екотопи класу 232) – на 132 га або 6,0%. У помірно прохолодній зоні обсяги порушень були ще меншими – на 240 га або 4,4% площі лісів зони. Нове заліснення виявили на 6 га, що становить 0,1%. Найбільше лісозаготівлю проводили на помірно прохолодних нижніх частинах крутих схилів (екотопи класу 322) – тут вирубали 82 га лісу або 6,2%. У цих же екотопах спостерігали найбільші обсяги розширення лісових площ – на 4 га або 0,3%. У прохолодній біокліматичній зоні порушення лісового покриву за весь період спостережень становили 57 га або 4,8%. Тут не виявили заліснення нових площ. Найбільший обсяг порушень припадає на останній період спостережень (2000–2007 рр.) і становить 29 га або 2,5%. У абсолютному вимірі найбільше рубали на прохолодних верхніх частинах крутих схилів (екотопи класу 432) – на 19 га, а у відносному – на прохолодних нижніх частинах дуже крутих схилів – 4,9%.

Загалом обсяг рубок у 6,9% від усієї лісової площі протягом 25 років (1982–2007 рр.) можна вважати цілком прийнятним показником – ротаційний період, тобто теоретичний середній інтервал часу між рубка-

ми в одному й тому ж місці за умови рівномірної експлуатації всієї лісової площі, у цьому випадку сягає 276 років. Експансія лісу на нові площі в обсязі 0,5% є результатом зменшення сільськогосподарського використання ландшафту головню в теплій біокліматичній зоні. Лісгосподарське значення наново залісених площ є незначним – малопродуктивні угруповання осики і граба потребують реструктуризації, але можуть використовуватися для заготівлі дров. Водночас вони сприяють підвищенню чисельності дикого тваринного населення, яке надає перевагу оселищам у молодих лісах і на екотонах, і в такий спосіб підвищують біорізноманіття регіону. Розподіл лісозаготівлі за біокліматичними висотними зонами також був цілком збалансованим – найбільші абсолютні й відносні обсяги порушень зосереджені в теплій зоні, яка відзначається найбільшою площею та найвищою продуктивністю деревостанів на території дослідження. Однак незадовільною була ситуація щодо розподілу площ порушень за топографічним положенням – у відносному вимірі в усіх висотних зонах більше лісу рубали на нижніх частинах схилів, які уразливіші, ніж верхні частини, до водної ерозії й гравітаційних процесів (див. ►Розділ 5.3.2). Крім того, лісовий покрив нижніх частин схилів, які прилягають до водотоків, має важливіше водоохоронне значення, ніж верхніх частин схилів, які розташовані далі від потоків і річок.

5.6. Динамічна геоекосистема: майбутня природна еволюція лісового ландшафту

Пріоритетними для Карпатського регіону є дослідження майбутньої динаміки лісових ландшафтів та їхніх екосистемних послуг (кліматорегулювальних, підтримки

біорізноманіття та постачання деревини й інших продуктів лісу тощо) в умовах зміни клімату (Hlásny et al., 2017; Keeton et al., 2013). Оскільки дерева є довгоживучими організмами, то адаптація лісових ГЕС до зміни клімату триває сотні років (Thom et al., 2017a). Тому майбутню еволюцію лісового ландшафту розглянули з перспективою у пів тисячі років. Під лісовим ландшафтом розуміємо ГЕС усієї території дослідження, зайнятої на сьогодні лісом (див. ►Розділ 5.3.4), за винятком днищ річкових долин із фрагментарною деревною рослинністю. Природну еволюцію лісового ландшафту інтерпретуємо як односпрямовані зміни його екологічної й просторової структури внаслідок лісової сукцесії (саморозвитку), раптових природних дистурбацій і поступової зміни клімату (див. також ►Розділ 2.2). Для кращого розуміння ефекту зазначених природних процесів, у цьому дослідженні ми не беремо до уваги господарський вплив людини та експансію лісу на незалісені сьогодні ділянки. Увагу зосередили на просторово-часових змінах двох характеристик лісових ГЕС: видового складу деревостанів та запасів їхнього надземного живого карбону (НЖК). НЖК є важливим показником кліматорегулювальної функції (послуги) лісових ГЕС, який розраховують на підставі сухої надземної живої біомаси (НЖБ) із застосуванням фактору 0,5 (Neumann et al., 2016). Оскільки НЖК деревної рослинності є найбільшим та найдинамічнішим пулом карбону карпатських лісових екосистем (Seedre et al., 2015), то цей показник добре відображає зміну кліматорегулювального статусу всього лісового ландшафту.

Матеріали та методи. Для реалізації дослідження використали симулятор лісового ландшафту *LANDIS-II* (Scheller et al., 2007) з розширеннями *Biomass Succession* (Scheller, Mladenoff, 2004), *Base Wind* (Mladenoff, He, 1999) та *Base Biotic Disturbance Agent* (Sturtevant et al., 2004). Концептуальний опис цієї моделі наведений у ►Розді-

лі 4.3.2. Динамічні вводи (див. ►Рис. 4.14) для розширення *Biomass Succession* представлені трьома параметрами для кожного з видів дерев за класами фізіотопів: імовірністю вкорінення (P_{EST}), максимальною надземною щорічною чистою первинною продуктивністю ($ANPP_{MAX}$) та максимальною можливою надземною біомасою (B_{MAX}). Параметри вітрових дистурбацій також пов'язані з фізіотопами й характеризують: ротаційний період (середній інтервал часу між двома дистурбаціями для одного місцеположення); мінімальні, максимальні й середні площі ураження; а також інтенсивність уражень як частку смертності когорт. Біогенні дистурбації (інвазії комах) пов'язані з поширенням деревного виду-господаря і його віком, а також із фізіотопами як модифікаторами інтенсивності інвазій. Окремі параметри характеризують особливості просторової й часової ритміки інвазій. Імовірність інвазій також прив'язана до проявів вітрових дистурбацій.

Майбутню динаміку лісового ландшафту простежили для періоду 500 років з часовим кроком у десять років за кліматичним сценарієм *RCP6.0* (Moss et al., 2010). Згідно з цим сценарієм, осереднений вивід ансамблю глобальних циркуляційних моделей передбачає підвищення середньорічної температури в Карпатському регіоні на 3°C та несуттєві зміни в кількості опадів протягом XXI століття (Alder, Hostetler, 2013). Припустили, що в подальшому клімат регіону стабілізується. Природні дистурбації обмежили двома типами, найпоширенішими в Карпатах – вітровалами / буреломами й інвазіями жука-короїда смереки (*Ips typographus*) (Hobi et al., 2015; Mezei et al., 2014; Svoboda et al., 2014). Також передбачили інтенсифікацію цих дистурбацій у майбутньому під впливом зміни клімату (Seidl, Rammer, 2017). Для з'ясування роздільних ефектів клімату й дистурбацій, симуляції динаміки лісового ландшафту здійснили як за сценарієм зміни клімату, так і без зміни (за умовами базового кліма-

ту другої половини XX століття); а також як з дистурбаціями, так і без них. Отже, всього задіяли чотири сценарії. Через стохастичність моделі кожен зі сценаріїв симулювали по п'ять разів, а результати усереднили.

Для дослідження обрали шість модельних видів дерев, які переважають в абсолютній більшості лісостанів території дослідження: 1) дуби черешчатий і скельний, 2) граб, 3) бук, 4) явір, 5) ялицю і 6) смереку (див. ►Розділ 5.3.5). Початкові біотопи як поєднання когорт, розділених за віковими інтервалами у десять років, делімітували на підставі лісотаксаційних геоданих (див. ►Таблицю 5.2). Усього отримали 3 173 індивідуальні ареали. Фізіотопи виділили перекласифікацією геосистеми потенційних природних екотопів (див. ►Розділ 5.3.4) – зменшили кількість категорій ухилив поверхні з трьох до двох (спадисті схили об'єднали з крутими), а кількість альтитудних біокліматичних зон збільшили до 27 через поділ базових зон (див. ►Розділ 5.3.3) на альтитудні інтервали по 50 м. Біокліматичні зони подрібнили для того, щоб точніше передати просторову модифікацію фізіотопів під дією поступової зміни клімату. У результаті отримали 108 класів фізіотопів, диференційованих за альтитудою, топографічним положенням і ухилом поверхні.

Життєві характеристики видів і параметри динамічних вводів фізіотопів та дистурбацій, які описані нижче, запозичили з попереднього дослідження, здійсненого для території всього Рахівського району (Kruhlov et al., 2018a). Життєві характеристики модельних видів дерев (►Таблиця 5.18) уклали на підставі опублікованої інформації. Вони стосуються довговічності та віку статевої зрілості (Keeton et al., 2010; Schütt et al., 2007; Trotsiuk et al., 2012), ефективної й максимальної віддалі розсіювання насіння (Vittoz, Engler, 2008), тіневитривалості (Niinemets, Valladares, 2006), а також параметрів кривих росту та смертності, які визначили на підставі бонітетних таблиць. Динамічні вводи фізіо-

топів першочергово параметризували для стабільного базового клімату XX століття за кілька ітерацій – спочатку параметри визначили для альтitudних біокліматичних зон (див. ►Розділ 5.3.3), тоді диференціювали їх за топографічним положенням та категоріями ухилів, а на завершення інтерполювали за 50-метровими альтitudними інтервалами. Для цього здійснили оверлей лісотаксаційних геоданих та фізіотопів. Значення $ANPP_{MAX}$ розраховували на підставі лісотаксаційних даних щодо віку, середніх діаметрів та повноти насаджень з використанням алометричних формул. Значення B_{MAX} визначили за формулою:

$$B_{MAX} = ANPP_{MAX} * \text{Довговічність} * 10^{-1}$$

Ця формула загалом наслідує наявний підхід (Scheller, Mladenoff, 2004), однак бере

до уваги суттєві відмінності в довговічності видів, яка впливає на їхню здатність акумулювати біомасу (Keeling, Phillips, 2007). Значення P_{EST} розраховували на підставі інформації щодо ПНП (див. ►Розділ 5.3.4). Параметризація супроводжувалась ітеративними калібрувальними симуляціями. Валідацію здійснили порівнянням симульованих потенційних природних деревостанів з 83 еконами, для яких потенційна природна рослинність була визначена в полі. Загальна точність параметризації становила 79,7%. Генералізовані результати параметризації фізіотопів для умов базового клімату представлені в ►Таблиці 5.19.

Вітрові дистурбації параметризували на підставі лісотаксаційних даних, а також відповідної опублікованої інформації (Hobi

■ Таблиця 5.18. Модельні види дерев та їхні життєві характеристики (за: Kruhlov et al., 2018a)

Модельні види	Довговічність (роки)	Статева зрілість (роки)	Віддаль розсіювання насіння (м)		Тіневитривалість
			Ефект.	Макс.	
Abies alba	400	65	60	460	Дуже висока (5)
Acer pseudoplatanus	300	30	100	460	Висока (4)
Carpinus betulus	150	30	130	460	Висока (4)
Fagus sylvatica	350	65	13	150	Дуже висока (5)
Picea abies	350	40	60	460	Висока (4)
Quercus petraea / robur	550	35	34	150	Середня (3)

■ Таблиця 5.19. Параметри динамічних введів для базового клімату, осереднені за альтitudними біокліматичними зонами (за: Kruhlov et al., 2018a)

Модельні види	Тепла зона		Помірно тепла зона		Помірно прохолодна зона		Прохолодна зона		Дуже прохолодна зона	
	$ANPP_{MAX}^*$	P_{EST}^{**}	$ANPP_{MAX}^*$	P_{EST}^{**}	$ANPP_{MAX}^*$	P_{EST}^{**}	$ANPP_{MAX}^*$	P_{EST}^{**}	$ANPP_{MAX}^*$	P_{EST}^{**}
Abies alba	786	0.09	775	0.17	738	0.40	665	0.39	0	0
Acer pseudoplatanus	450	0.09	450	0.18	434	0.30	405	0.41	157	0.08
Fagus sylvatica	768	0.27	738	0.43	681	0.75	555	0.19	0	0
Carpinus betulus	633	0.75	560	0.44	0	0	0	0	0	0
Picea abies	987	0.01	983	0.05	936	0.13	833	0.41	580	0.59
Quercus petraea / robur	517	0.71	487	0.47	0	0	0	0	0	0

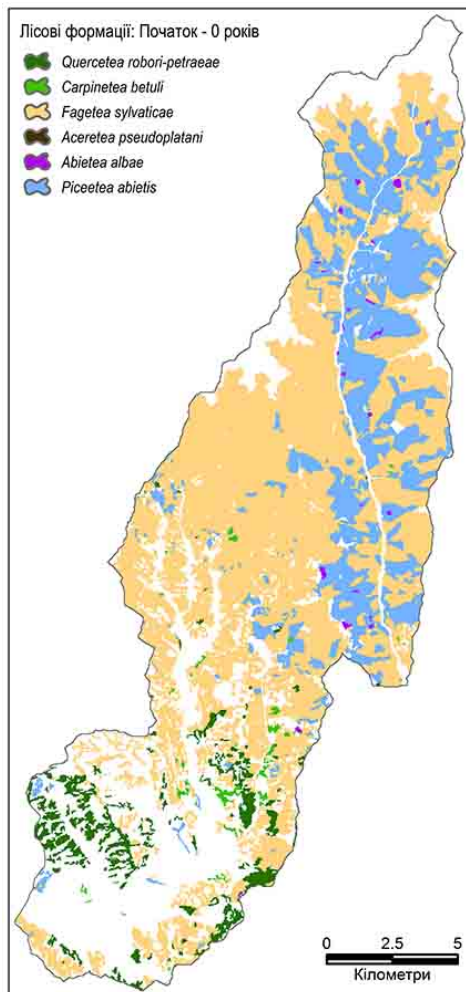
* $ANPP_{MAX}$ – максимальна надземна щорічна чиста первинна продуктивність ($г/м^2$); ** P_{EST} – імовірність вкорінення протягом десяти років.

et al., 2015; Petritan et al., 2013; Svoboda et al., 2014; Thom et al., 2017a). Просторове й часове поширення короїда пов'язали з вітровими дистурбаціями й описали за літературними джерелами (Kautz et al., 2017; Pasztor et al., 2014; Seidl, Rammer, 2017). Для сценарію зміни клімату динамічні вводи фізіотопів сформували з огляду на вертикальний термічний градієнт у регіоні дослідження, який становить $0,6^{\circ}\text{C}$ на 100 м альтитуди (Круглов та ін., 2012). Отже, параметри фізіотопів «перемикаються» на вищу 50-метрову альтitudну зону щоразу, коли середньорічна температура регіону, згідно зі сценарієм *RCP6.0* (Alder, Hostetler, 2013), має зрости на $0,3^{\circ}\text{C}$. Параметри дистурбацій для сценарію зміни клімату адаптували таким чином, щоб відобразити інтенсифікацію вітровалів та інвазій короїда (Seidl, Rammer, 2017).

Виводи симулятора, повторені по п'ять разів для кожного з чотирьох сценаріїв, осереднили. Геодані НЖБ видів дерев проаналізували для станів (часових зрізів) початку й кінця симуляцій. Зокрема на підставі видів з переважаючою НЖБ визначили лісові формації та обрахували зміни їхніх площ за кожним сценарієм у процентах від загальної залісеної площі (ЗЗП). Дані щодо траєкторій НЖБ за кожним сценарієм перетворили в НЖК (застосовуючи коефіцієнт 0,5), осереднили для всього симуляційного періоду й проаналізували. Зокрема визначили відносні впливи зміни клімату й дистурбацій на запаси і траєкторії НЖК як загалом, так і за окремими видами.

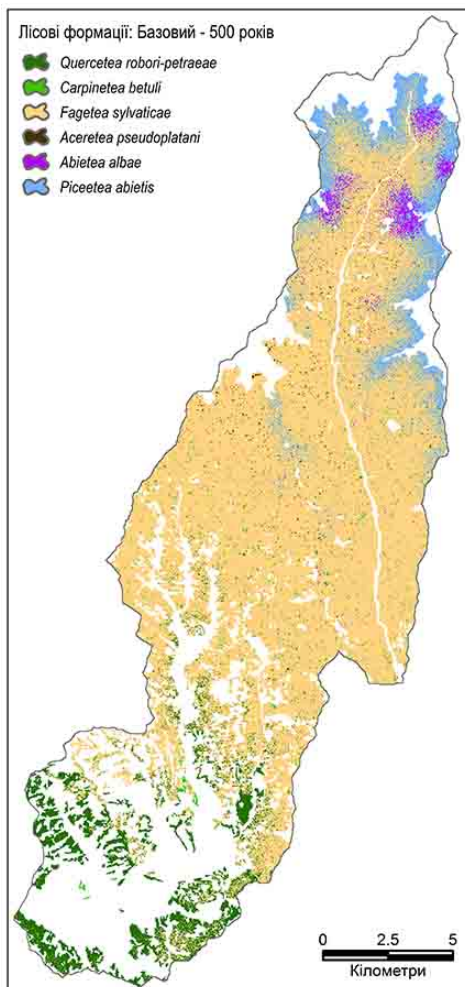
Результати та їхнє обговорення. ЗЗП території дослідження становила 19 853 га.

■Рис. 5.27–5.30 відображають розподіл площ лісових формацій на початку симуляційного періоду та на час його закінчення за різними сценаріями. Симулятор розрахував, що на початку букові ліси посідали 70,1% ЗЗП, ліси з переважанням смереки – 23,9%, дуба – 5,0%, граба – 0,8%, а ялиці – 0,4%. Формація явора мала незначне поширення – менше ніж 0,1% (3 га). Тут привертає ува-

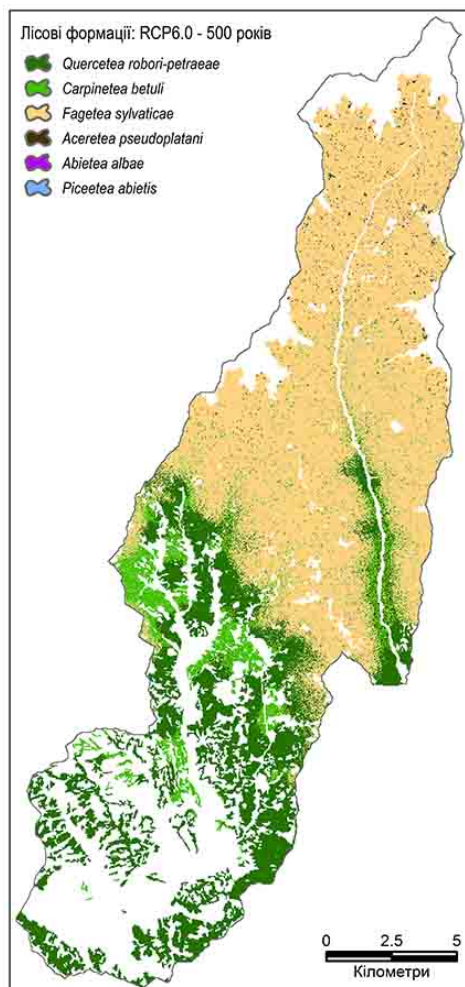


■ Рис. 5.27. Лісові формації на початку симуляційного періоду

гу явно завищений розрахунок поширення формації смереки, яка, згідно з лісотаксацийними даними, посідає лише 7,1% ЗЗП. Таке розходження пов'язане зі специфікою симулятора, який не чутливий до кількісного співвідношення видів (повноти й формули деревостану) в початкових біотопах. Тому букові лісостани навіть з незначною домішкою смереки симулятор *LANDIS-II* розрахував як ліс з формулою деревостану 5Бук5Смерека. Оскільки в такому деревостані НЖК смереки дещо переважає над НЖК бука, то смереково-букові ліси були



■ Рис. 5.28. Лісові формації наприкінці 500-річного симуляційного періоду за базовим кліматичним сценарієм з дистурбаціями



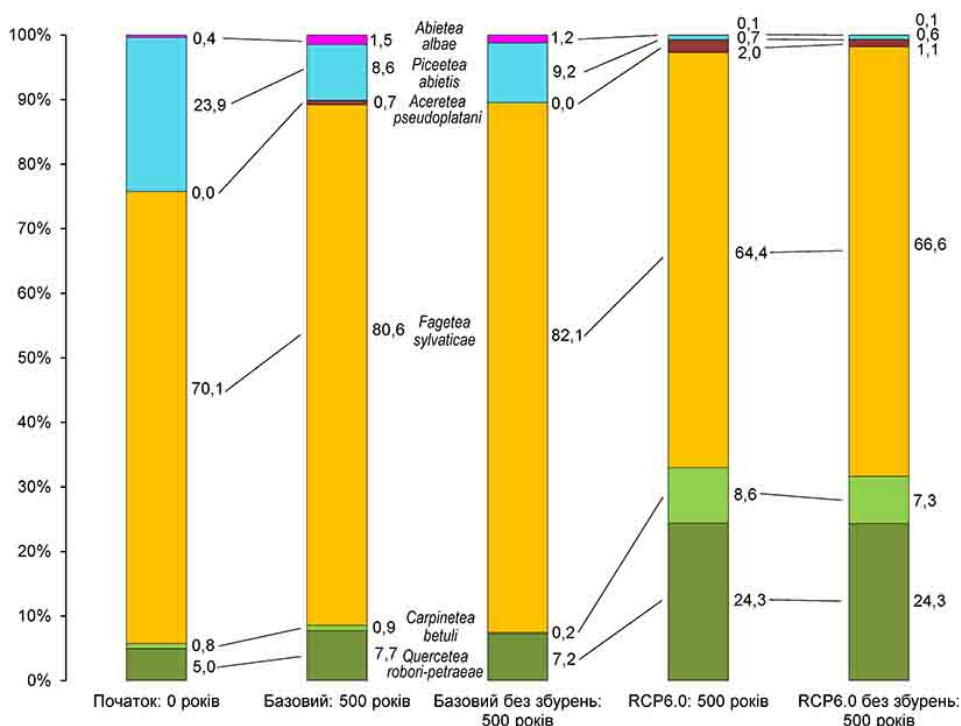
■ Рис. 5.29. Лісові формації наприкінці 500-річного симуляційного періоду за сценарієм RCP6.0 з дистурбаціями

помилково ідентифіковані як буково-смерекові й віднесені до формації смереки. Так само симулятор дещо занизив біомасу дуба та граба в деревостанах, змішаних з буком, і це призвело до зменшення розрахованих площ відповідних формацій⁷. Однак для цього моделювання, зосередженого на довготривалій природній сукцесії, такі неточ-

ності не мають принципового значення.

Згідно з базовим кліматичним сценарієм, який бере до уваги дистурбації, на завершення 500-річного симуляційного періоду найбільше змінилась площа формації смереки – вона зменшилась з 23,9 до 8,6% або на 15,3% ЗЗП (див. ■Рис. 5.28 і 5.30). Площі інших формацій зросли. Так, букові ліси розширили свій ареал на 10,5% ЗЗП до 80,6%. Суттєво збільшились площі дубових та ялицевих лісів – відповідно, на 2,7% і 1,1% ЗЗП. Формація явора, яка займала

⁷ Розробники симулятора LANDIS-II свідомі цього обмеження і працюють над його подоланням (усна комунікація Р. Шеллера)



■ Рис. 5.30. Частки площі (%) лісових формацій на початку і в кінці 500-річного симуляційного періоду за чотирма сценаріями

незначну площу на початку симуляційного періоду, зросла до 0,7% ЗЗП – від 3 до 140 га. А ось площа формації граба майже не змінилась (додала 0,1% ЗЗП). Симуляція за базовим кліматичним сценарієм без дистурбацій дала дещо відмінні результати. Площа смерекових лісів скоротилась трохи менше (до 9,2% ЗЗП), а площа формації бука зросла ще більше – до 82,1% ЗЗП. Такий перерозподіл відбувся за рахунок зменшення приросту площі інших формацій. Якщо дубові та ялицеві ліси зазнали відносно менших скорочень приросту площі, то грабові та яворові взагалі майже зникли.

Згідно зі сценарієм RCP6.0 (з дистурбаціями) спостерігаємо майже повне зникнення формацій смереки (до 0,7% ЗЗП) та ялиці (до 0,1% ЗЗП), а також суттєве зменшення букових лісів – з 70,1 до 64,4% ЗЗП. Натомість значно зросли площі дубових, грабових і яворових лісів. Зокрема формація дуба поширилась з 5,0 до 24,3% ЗЗП.

Грабові ліси сягнули 8,6% ЗЗП, а яворові охопили 2,0% ЗЗП (див. ■Рис. 5.29 і 5.30). Сценарій RCP6.0 без дистурбацій дає подібний результат, але площа формації бука дещо зросла (66,6% ЗЗП), а площі грабових і яворових лісів – помітно зменшились (відповідно 7,3 і 1,1% ЗЗП).

Такі результати еволюції лісового ландшафту території дослідження в умовах зміни клімату цілком узгоджуються з висновками інших студій щодо динаміки рослинності на європейському континенті та, зокрема, в Альпах – вони передбачають суттєве зменшення площі смерекових лісів і експансію таких пізньосукцесійних видів як бук і дуб (Hanewinkel et al., 2013; Hickler et al., 2012; Thom et al., 2017a). Значне скорочення площі формації смереки за базового сценарію є ефектом занепаду культури смереки в буковому біокліматичному поясі, яка, за відсутності активного лісового менеджменту, не зможе конкурувати з бу-

ком, оскільки гірше відтворюється через нижчу тіневитривалість. До того ж, смерекові деревостани вразливіші до дистурбацій, і це підтверджує дещо вища частка «вцілілих» смерекових лісів у сценарії без дистурбацій. Щоправда, як показує аналіз часових траєкторій НЖК (про нього йтиметься далі), роль дистурбацій буде значно вагомішою протягом перших двох століть розвитку сукцесії. Смерекові ліси мігрують на найвищі альтitudні рівні – туди, де ймовірність вкорінення і продуктивність бука знижені через недостатнє теплозабезпечення. Зміна клімату додатково сильно знизить конкурентність смереки через стрес, зумовлений браком ґрунтової вологи (Netherer et al., 2015; Shvidenko et al., 2017). Це призведе до того, що природні смерекові деревостани фактично зникнуть з території дослідження.

За базового сценарію букові ліси збільшать площу головню через витіснення смерекових деревостанів у межах «своєї» біокліматичної зони. За сценарієм зміни клімату додасться ще один компонент їхньої просторової динаміки – нижня межа букового поясу переміститься догори на ~300 м (до альтitudи ~600 м). Така зміна буде зумовлена зменшенням вологості приземного шару повітря через зростання температури. Тому площа букових лісів суттєво скоротиться. Вітрові дистурбації також будуть помірно стримувати експансію бука – просвіти в наметі, створені вітровалами й буреломами, даватимуть шанс вкорінюватись менш тіневитривалим видам.

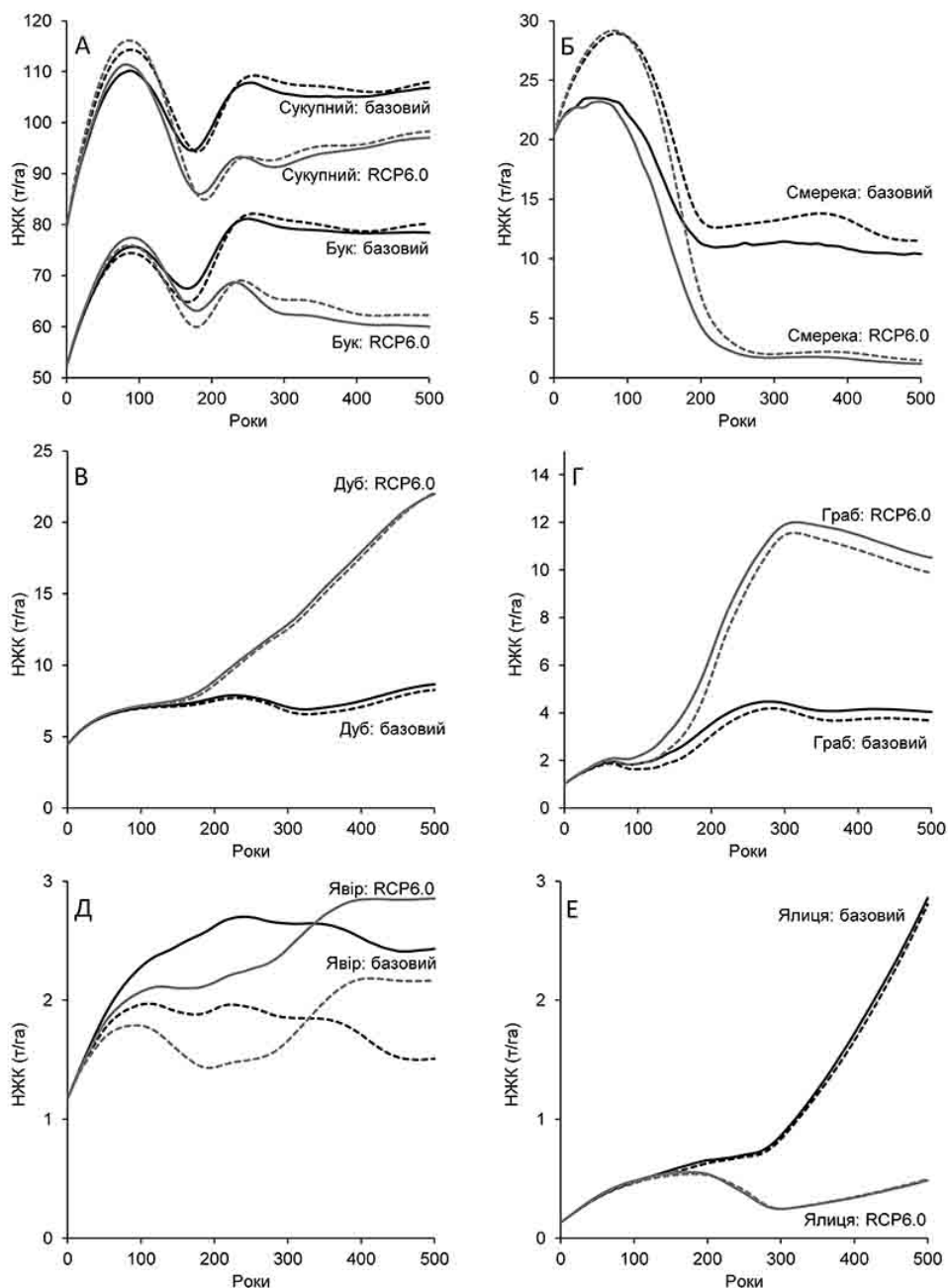
Екотопи на альтitudах до ~600 м, «покинуті» буком через несприятливий режим зволоження, посядуть дубові ліси. Однак через невелику віддаль природного розсіювання жолудів експансія дуба буде відбуватись повільно (Meier et al., 2012). Тому «вакантні» екотопи, які утворюються внаслідок занепаду букових деревостанів, будуть спочатку колонізуватися грабом, який подібний до дуба за еокліматичними

вимогами, але має вищу швидкість міграції через більшу віддаль розсіювання насіння (див. ■Таблицю 5.18). Щоправда, дуб, який є довговічнішим і здатен нагромаджувати більшу біомасу, буде помалу, протягом багатьох століть, підпорядковувати собі грабові деревостани, перетворюючи їх у грабово-дубові ліси.

Формация ялиці, яка слабо представлена на території дослідження, змогла би значно збільшити свій ареал за умов базового клімату. Вона утворила б окремі локалітети у прохолодній біокліматичній зоні на альтitudах понад 1000 м (див. ■Рис. 5.28). Дистурбації в букових і смерекових деревостанах сприяли б міграції та розширенню ареалу ялиці. Зауважимо, що процес експансії ялиці за базовим сценарієм був далеким до завершення на час закінчення 500-річного симуляційного періоду. За сценарієм зміни клімату ялиця також значно розширить свій ареал, але буде залишатися домішкою ву букових лісах, продуктивність яких зросте у теперішній прохолодній зоні.

Формация явора, яка посідала незначну площу на початку симуляційного періоду, значно розшириться за сценаріями, які передбачають дистурбації. Через велику віддаль розсіювання насіння явір буде швидше за бука колонізувати ділянки, порушені дистурбаціями. Однак за відсутності дистурбацій явір не може конкурувати з буком через нижчі продуктивність і тіневитривалість. Тому у процесі подальшого розвитку сукцесії він посідатиме підпорядковане місце в букових деревостанах. Отже, формация явора, так само, як і формация граба, знаменує ранню або середню стадію розвитку лісової сукцесії, тож має шанс на експансію в умовах зміни клімату та/або інтенсифікації дистурбацій.

Часові траєкторії запасів НЖК (■Рис. 5.31), а також карти розподілу сукупного НЖК на початку і вкінці симуляційного періоду (■Рис. 5.32–5.34), дають уявлення про майбутні просторово-часові



■ Рис. 5.31. Траєкторії сукупних запасів надземного живого карбону (А), а також за модельними видами (А – Е), протягом 500-річного симуляційного періоду за чотирма сценаріями Штрихом позначені траєкторії сценаріїв без дистурбацій. Візьміть до уваги відмінні масштаби осей ординат

зміни цієї властивості карпатського лісового ландшафту. На початку симуляційного періоду сукупний НЖК становив 79,5 т/га, і більша частка його припадала на бук (52,3 т/га) і смереку (20,5 т/га). Як уже зауважили раніше, запаси НЖК смереки є дещо переоцінені моделлю. Попри це, такі показники добре узгоджуються з результатами, отриманими на паневропейському рівні (Gallaun et al., 2010). Розподіл НЖК у геопросторі був неоднорідним. Найвищі запаси НЖК (до 120 т/га) мали середньовікові мішані смереково-букові деревостани помірно прохолодної зони в басейні Малої Шопурки, а найнижчі (до 20 т/га) – молодняки широколистяних видів на місці недавніх рубок. Середньовікові букові й дубові ліси характеризувалися значеннями НЖК, близькими до середніх (60–90 т/га), а приполюнське букове криволісся дуже прохолодної зони вміщало 30–40 т/га НЖК (див. ■Рис. 5.32). Загалом запаси НЖК та їхній геопросторовий розподіл на початку симуляційного періоду переважно спричинені активним лісогосподарським менеджментом, а не природними умовами.

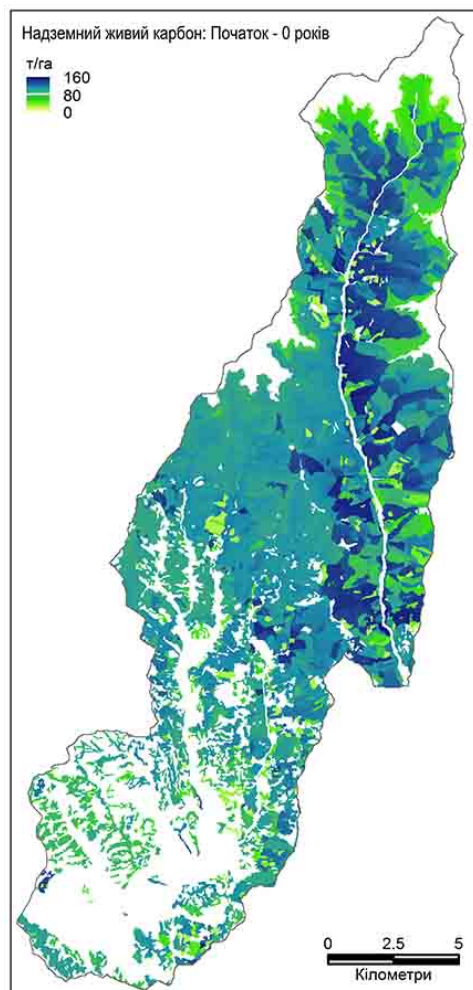
Трасекторії сукупного НЖК території дослідження осцилюють з відмінними амплітудами у різних сценаріях, але відзначаються близьким часом зміни тренду, який фіксує перехід до іншого еволюційного стану (фази розвитку). Перша фаза триває 80 (90) років і знаменує значне зростання НЖК. Друга фаза охоплює період від 80 (90) до 170 (180) років, і для неї притаманний помірний спад НЖК. Третя фаза припадає на період від 170 (180) до 230 (250) років і характерна повторним зростанням запасів карбону. Четверта фаза, яка настає після 230 (250) років, відображає певну стабілізацію НЖК. Ці фази розвитку сукупних запасів карбону головню визначаються осциляціями НЖК бука, який є доміантним видом на території дослідження (див. ■Рис. 5.31.А).

У базовому сценарії амплітуда коливань сукупних запасів карбону є меншою, ніж за

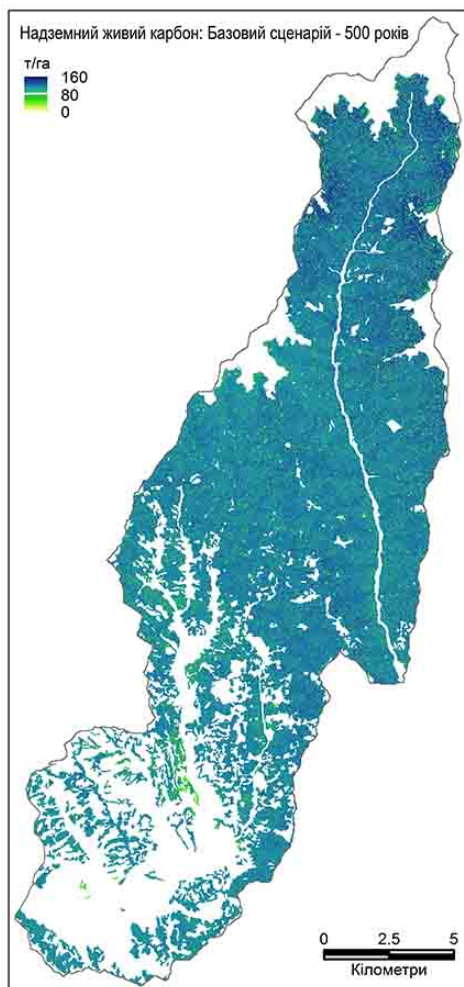
сценарієм зміни клімату, а дистурбації значно знижують максимальні показники НЖК. Осереднені значення НЖК для всього симуляційного періоду за сценарієм зміни клімату є на 7,5% нижчими, ніж за базовим сценарієм – відповідно 95,7 та 103,5 т/га. На дистурбації за сценарієм зміни клімату припадає 1,8% (1,7 т/га) редукції НЖК, а за базовим сценарієм – 1,6% (1,6 т/га).

Перша фаза значного зростання НЖК, яка триватиме перші 90 років, зумовлена наслідками інтенсивного лісогосподарського менеджменту – він залишає по собі великі площі молодих і середньовікових лісів, які продовжують швидко рости. За базовим сценарієм з дистурбаціями сумарні запаси карбону зростуть з 79,5 до 110,2 т/га. За відсутності дистурбацій вони могли б сягнути 114,3 т/га. За сценарієм зміни клімату продуктивність лісових екосистем, разом зі смерековими (Ge et al., 2013), зросте додатково через підвищене теплозабезпечення. Водночас зростатиме вплив дистурбацій, зокрема інвазії короїда, та прискорюватиметься сукцесія. Максимальне значення сукупного НЖК становитиме 111,4 т/га, а за відсутності дистурбацій – 116,1 т/га. Отже, відносний вплив дистурбацій на НЖК буде найвищим у кінці першої фази й посилиться внаслідок зміни клімату – якщо за базовим сценарієм дистурбації редукуватимуть до 3,6% сукупного НЖК, то за RCP6.0 – 4,9%.

Зменшення запасів НЖК протягом другої фази буде зумовлене скороченням смерекових насаджень на середніх висотах та переходом частини букових одновікових деревостанів у фазу старіння (занепаду). За базовим сценарієм з дистурбаціями, на кінець цієї фази сукупні запаси НЖК знизяться до 94,6 т/га. Зміна клімату суттєво посилить скорочення запасів карбону – смерека зникатиме навіть на альпитудах понад 1300 м, а занепад букових лісів прискориться на альпитудах до 600 м через дефіцит атмосферної вологи. У цей час почнеться велика експансія граба на нижніх альпитудах та по-



■ Рис. 5.32. Сукупні запаси надземного живого карбону на початку симуляційного періоду

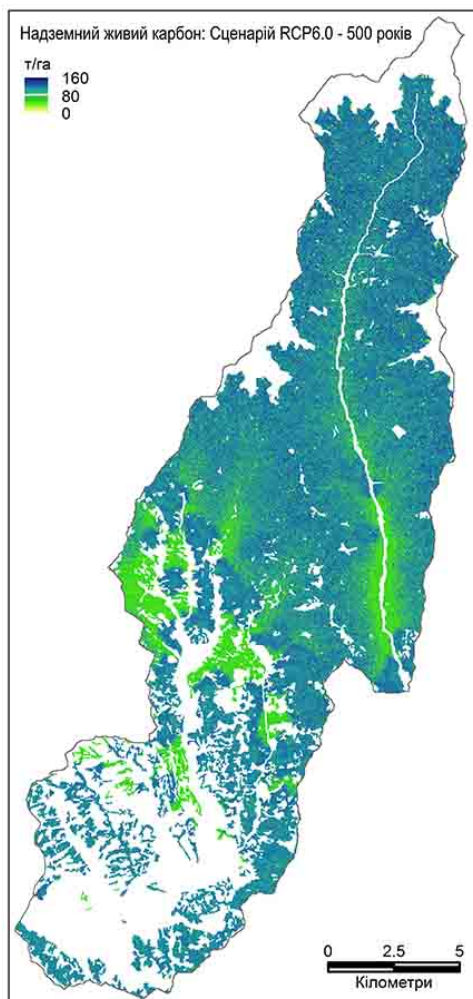


■ Рис. 5.33. Сукупні запаси надземного живого карбону в кінці 500-річного симуляційного періоду за базовим кліматичним сценарієм з дистурбаціями

мірне зростання ареалу явора – на середніх (див. ■Рис. 5.31Г і Д). Ці ранньо-(середньо-) сукцесійні види захоплюватимуть екотопи занепадаючих букових і смерекових лісів. Однак через відносно низьку продуктивність граб і явір не зможуть компенсувати втрати карбону. Тому за сценарієм зміни клімату з дистурбаціями сукупні запаси НЖК знизяться до 86,1 т/га.

Зростання запасів НЖК у третій фазі, яка настане через 170 (180) років, буде головню

пов'язане зі збільшенням продуктивності букових лісів, які пройдуть стадію часткового занепаду й перетворяться на різновікові стабільні угруповання з високою біомасою. Четверта фаза, яка розпочнеться через 230 (250) років, буде характерна різними сукцесійними процесами у сценаріях базового та зміненого кліматів. За сценарієм базового клімату сукупний НЖК стабілізується на рівні 105,1–107,8 т/га. Це буде пов'язано з переходом лісових ГЕС у пізньосукцесійну



■ Рис. 5.34. Сукупні запаси надземного живого карбону в кінці 500-річного симуляційного періоду за сценарієм RCP6.0 з дистурбаціями

стадію гомеостазу зі стабільним кліматом. Щоправда, ялища надалі збільшуватиме свій ареал та, відповідно, НЖК, особливо на межі прохолодної й дуже прохолодної зон – там, де вона конкурентніша за бука (див. ■Рис 5.28 і 5.34.Е). Протягом третьої фази дистурбації зменшать сукупний НЖК у середньому на 1,2% (1,3 т/га). За сценарієм зміни клімату, четверта фаза буде відзначатися плавним зростанням сукупного НЖК від 91,3 до 97,1 т/га. Це зростання

буде спричинене експансією дуба, який по-малу, але невпинно, витіснить грабові й букові угруповання на альтитудах до 600 м (див. ■Рис. 5.28 і 5.34.В). Відповідно, НЖК бука і граба буде неухильно знижуватися. Дистурбації, переважно вітрові, редукуватимуть сукупні запаси карбону в середньому на 1,3% (1,2 т/га) протягом цієї фази. Вплив інвазій короїда буде незначним, оскільки смерекові ліси фактично зникнуть з території дослідження (див. ■Рис. 5.29 і 5.31.Б).

Це дослідження має низку обмежень, які можуть впливати на отримані кількісні результати. Про завищений розрахунок моделлю НЖК субдомінантних видів уже згадували раніше. Значенням $ANPP_{MAX}$, B_{MAX} та P_{EST} , які розраховували на підставі наявних лісотаксаційних даних, притаманна певна невизначеність через настання новітніх кліматичних умов, зокрема через підвищення концентрації CO_2 у повітрі й пов'язаний з цим фертилізаційний ефект (Norby et al., 2005). Залучення до дослідження інших пулів карбону, а не лише НЖК, могло б також вплинути на результати – наприклад, мертва деревина, утворена в результаті дистурбацій, сповільнюватиме процес втрати карбону наземним покривом. Модель не враховує інші важливі типи природних дистурбацій – морозне ураження, грибкові патогени тощо. Однак найважливішим чинником майбутньої еволюційної траєкторії лісового ландшафту є людська діяльність, яку не брали до уваги в цьому дослідженні, але яка обов'язково буде інкорпорована в наступні студії.

Висновки та рекомендації. Сукцесія лісового ландшафту як саморозвиток його біотичних компонентів триває сотні років. Тому наслідки зміни клімату у XXI столітті будуть мати ефект на лісові геоекологічні комплекси протягом багатьох наступних століть, а природні дистурбації дещо прискорюватимуть процес адаптації біоценозів до нових абіотичних умов (див. також Thom et al., 2017a). Суттєві зміни відбудуться у

видовому складі біоценозів лісових ГЕС, зокрема значно скоротяться ареали основних лісоутворювальних видів Карпат – смереки й бука. Це може негативно вплинути на постачання деревних продуктів (див. також Napewinkel et al., 2013). Змінюватися буде також кліматорегулювальна функція лісу. Початкове зростання продуктивності лісів під впливом зміни клімату сприятиме фіксації атмосферного карбону. Цю фазу асоціюємо з негативним зворотним зв'язком у системі атмосфера – біосфера, який буде уповільнювати зміну клімату. Однак наступна фаза занепаду смерекових і, частково, букових лісів супроводжуватиметься реалізацією раніше накопиченого карбону в атмосферу, і отже, посилюватиме розігрів екосфери. Дослідження цієї проблеми заслуговує на особливу увагу (Thom et al., 2017b).

Для збереження послуг лісових екосистем в умовах зміни клімату необхідно вживати активних лісогосподарських заходів, які повинні брати до уваги суттєву майбутню модифікацію фізіотопів (умов місцезростання / типів лісу). Стратегія адаптації лісогосподарського ландшафту до зміни клімату в першому наближенні може бути диференційована за теперішніми біокліматичними зонами (див. Таблицю 5.6). У теплій та помірно теплій зонах можна висаджувати більше дуба та зменшувати частку букових лісів. Культури смереки в помірно-прохолодній зоні вартує переформатувати збільшенням участі ялиці й бука. У прохолодній зоні можна культивувати ялицю, яка в умовах теплішого клімату стане головним джерелом ділової деревини. Смереку на території дослідження можна висаджувати лише у прохолодній зоні як домішку до бука та ялиці. Для розробки детальніших рекомендацій, зокрема для обґрунтування конкретних обсягів та способів лісозаготівлі й лісовідновлення, необхідно провести додаткове моделювання із залученням лісогосподарського модуля симулятора *LANDIS-II*.

Висновки до Розділу 5

Оскільки вивчення ГЕС басейнів Апшиці й Малої Шопурки має демонстраційний методологічний характер, то упустимо тут підсумування його регіональних аспектів, а зосередимось на «глобальних» висновках, важливих для будь-якого інтегрованого геоecологічного дослідження. Отже, дизайн Т-ГЕС та її компонентів залежить не лише від мети дослідження, але й від наявних даних та доступних методів. Тепер стали легкодоступними глобальні цифрові топографічні геодані, такі як ЦМБ *SRTM* і архіви космозображень середнього й високого геометричного розділення. Однак і надалі важливими джерелами тематичної інформації залишаються геолого-геоморфологічні, ґрунтові й лісівничі карти, а також регіональна геоecологічна література. Суттєвим обмеженням цього дослідження була відсутність статистично достатньої кількості емпіричних даних про властивості наземного покриття (першочергово про ґрунт), які могли б забезпечити надійне ймовірнісне визначення відношень між екологічними компонентами Б-ГЕС. Так само відсутність емпіричних гідрологічних даних унеможливила розрахунок стоку як однієї з провідних екосистемних послуг території дослідження. Отже, попри розвиток геотеледетекції, польові експедиційні й стаціонарні геоecологічні спостереження залишаються незамінним джерелом емпіричної інформації для параметризації ГЕС. Делімітацію геосистем-компонентів Б-ГЕС ефективно здійснювати автоматизованими методами геоморфометрії та геотеледетекції для уникнення затратної рутинної мануальної роботи, а також притаманних їй суб'єктивізму й помилок. Щоправда, деякі завдання з відносно невеликими обсягами рутинної роботи, – такі як проведення меж екорегіонів, – іноді доцільно виконувати вручну. Однак саме технологія геоматики забезпечує ефективну делімітацію просторових структур ГЕС, а також їхні

валідацію, синтез і аналіз з використанням кількісних методів.

Б-ГЕС дає хороше загальне уявлення про екологію й морфологію ландшафту як інваріанта теперішнього еволюційного стану. Однак на її основі не можна ефективно оцінювати екосистемні послуги, оскільки Б-ГЕС не передає просторову диференційованість ландшафтних потоків, зокрема переміщення людей як споживачів послуг. Тому трансморфогенні С-ГЕС, які відображають потоки та досяжність ландшафтних ресурсів людьми, суттєво розширюють можливості інвентаризації, оцінки та планування екосистемних послуг.

Все ж, статичні морфогенні й трансморфогенні ГЕС, які фіксують певний часовий зріз ландшафту, не дають уявлення про траєкторію його розвитку та, відповідно, про майбутнє екосистемних послуг. А таке уявлення надзвичайно важливе для менеджменту лісових ландшафтів, оскільки життєві цикли дерев тривають сотні років. Певною мірою квазідинамічні С-ГЕС, створені на основі архівних космозображень, уможливають ретроспективне дослідження еволюції ландшафтних умов і ресурсів протягом останніх десятиліть.

Однак ці ГЕС не можуть відобразити майбутні відхилення еволюційної траєкторії ландшафту під впливом зміни клімату або суспільних відносин (напр., приватизації лісів). Тому для дослідження ймовірних майбутніх змін в організації ландшафтів та наданні ними екосистемних послуг цілком виправдано використовувати складні динамічні С-ГЕС, на зразок симулятора лісового ландшафту *LANDIS-II*.

У цьому дослідженні не представлена власне трансдисциплінарна складова, яка повинна стосуватись пропозицій оптимізації екосистемних послуг у плані територіального розвитку, сформованих у процесі інтерактивного спілкування зі стейкхолдерами. Причина такої ситуації цілком банальна – автор виконав цю частину роботи з власної ініціативи та, відповідно, не мав змоги працювати з органами влади й громадськістю над розробленням плану. Однак студії в басейнах Апшиці та Малої Шопурки наочно демонструють, що інтегрована геоекологія, об'єктом якої є ландшафт як Т-ГЕС, – перспективна прикладна наукова концепція, яка ефективно інтегрує конкретні дисциплінарні методи дослідження за допомогою технології геоматики.

Загальні висновки

Висновок 1. Про передумови формування та загальний зміст трансдисциплінарної геоекології

У цій роботі трансдисциплінарну геоекологію обґрунтували як голістичну науку, яка вивчає геопросторові аспекти процесів у довкіллі на підставі концепції Т-ГЕС і забезпечує підтримку менеджменту екосистемних послуг у взаємодії зі стейкхолдерами. Такий зміст геоекології зумовлений низкою обставин:

1. Загальнонауковими уявленнями про між- і трансдисциплінарність і системний підхід, згідно з якими складні реальні об'єкти інтегрованих досліджень, – комплекси, – вивчають як комплексні системи і зокрема як тотальні системи – всеосяжні міждисциплінарні наукові процесні моделі, які розбудовують у міру накопичення знань. Трансдисциплінарний підхід є формою міждисциплінарного підходу, в якому присутня компонента інтерактивного спілкування зі стейкхолдерами;
2. Наявністю відмінних, іноді суперечливих, інтерпретацій змісту геоекології, які все ж поділяють уявлення про ГЕС як теоретичний об'єкт і про геопросторовий і екологічний підходи як методологічну основу цієї науки. З позицій системного підходу, особливостей історії й методології географії та екології, а також логіки наукових найменувань, теоретичними об'єктами геопросторового підходу визначили геосистеми як морфологічні моделі земної поверхні, а екологічного – екосистеми як процесні моделі довкілля;
3. По-третє, розвитком геоматики як ІТ, яка дає змогу ефективно реалізовувати геопросторові екологічні моделі, зокрема за допомогою растрової технології алгебри карт;

4. Кон'юнктурою постіндустріального суспільства, орієнтованою на стале природокористування та зокрема на природочуйний територіальний розвиток, які тепер головню асоціюють з екосистемним менеджментом, спрямованим на оптимізацію екосистемних послуг в умовах зміни клімату та трансформації суспільства. Такі пріоритети природокористування відображені у міжнародних конвенціях і угодах, вітчизняному законодавстві та відомчих нормативних документах.

Реальними (емпіричними) об'єктами інтегрованої (між- і трансдисциплінарної) геоекології є водні та суходільні геоекологічні комплекси як поєднання різноманітних фізичних, біотичних та суспільних явищ земної поверхні, які диференційовані у геопросторі та часі. Суходільні геоекологічні комплекси локальної та регіональної розмірності альтернативно називають ландшафтами. Загальними теоретичними об'єктами інтегрованої геоекології виступають різні категорії гармонізованих ГЕС як фізичні, біотичні та суспільні геопросторові процесні моделі екологічних комплексів, які реалізують і поєднують за допомогою технологій геоматики у рамках Т-ГЕС – основного теоретичного об'єкта. Окрім геоматики, інтегрована геоекологія використовує методи різних географічних та екологічних дисциплін. За особливостями методів дослідження вона може бути розділена на фізичну, біотичну і суспільну, а за специфікою реального об'єкта – на геоекологію суходолу та водойм, а також на локальну, регіональну й глобальну. Локальну геоекологію суходолу звично називають ландшафтною екологією.

Отже, головна методологічна відмінність інтегрованої геоекології від «традиційної» комплексної географії полягає у послідовному застосуванні уявлення про комплексні системи, яке дає змогу чітко відділяти єдиний реальний об'єкт дослідження (геоекологічний комплекс) від множини те-

оретичних об'єктів – ГЕС різних типів як комплементарних гармонізованих моделей реальності. Іншою важливою рисою концептуального фундаменту інтегрованої геоєкології є орієнтація на геоматику як провідну ІТ реалізацію ГЕС.

Практичні завдання інтегрованої геоєкології лежать у площині науково-інформаційного забезпечення сталого територіального розвитку, який тепер на політичному та законодавчому рівнях пов'язують з екосистемним менеджментом довкілля для збереження й відтворення екосистемних послуг. Реалізовувати такі практичні завдання допомагає трансдисциплінарна компонента геоєкології, яка відповідає за «інтерфейс» між науковим проектом та суспільством як поєднанням різних стейкхолдерів. З одного боку, науковці пристосовуються до суспільних умов і пов'язують свої дослідження з кон'юнктурними темами – наприклад, оптимізацією екосистемних послуг. З іншого боку, дослідники активно впливають на стейкхолдерів – наприклад, науковці можуть формувати суспільні пріоритети щодо оптимізації довкілля. Через це трансдисциплінарний геоєкологічний проєкт супроводжується консультаціями зі стейкхолдерами на етапах визначення практичної мети і завдань, а також практичного впровадження результатів дослідження. Водночас стейкхолдери повинні бути позбавлені контролю над ходом наукового дослідження – підбір наукових підходів, даних та методів, отриманням результатів та формулюванням наукових висновків є виключною прерогативою науковців-експертів.

Від «традиційної» прикладної географії трансдисциплінарна геоєкологія відрізняється більшою адаптивністю в питаннях взаємодії з суспільством, яка досягається через технології зв'язків з громадськістю. Зокрема, термінологічний апарат геоєкології, а також визначення її практичних завдань, краще відображають поточну суспільну кон'юнктуру. Водночас наголо-

симо, що розвиток трансдисциплінарної компоненти інтегрованої геоєкології лежить значною мірою поза сферою географії або екології, оскільки головне є в компетенції прикладної соціології як науки про зв'язки з громадськістю.

Висновок 2. Про ГЕС як загальні теоретичні об'єкти геоєкології

Геоєкологічні комплекси, зокрема ландшафти, є реальними (емпіричними) об'єктами геоєкології. Вони є поєднанням різних субстанцій, які проникають і перетікають одна в одну та творять неосяжну кількість форм матерії земної поверхні, диференційовану в просторі та часі. У рамках географічних та екологічних наук створили велику кількість моделей-систем, які по-різному спрощено відображають субстанційні (екологічні), просторові (морфологічні) та часові (динамічні) властивості ландшафтного континууму. Географи створили загальні міждисциплінарні моделі субстанційної та просторової організації ландшафту, а також досягли значних успіхів у дослідженні ретроспективної еволюції ландшафтів. Екологи розробили різноманітні спеціальні комп'ютерні динамічні моделі ландшафту, які симулюють здебільшого майбутню еволюцію його біотичних і економічних властивостей внаслідок суцесії та впливу дистурбацій. Однак жодна з таких моделей не здатна відобразити всі аспекти геоєкологічного комплексу.

Такі різноманітні геопросторові процесні моделі ландшафту гармонізуємо та поєднуємо за допомогою технології геоматики під «парасолем» уявлення про ГЕС як про загальні теоретичні об'єкти геоєкології. ГЕС спрощено відображають диференційованість ландшафтно-субстанцій як поєднання «провідних» (вводів) і «підпорядкованих» (виводів) екологічних компонентів-геосистем. ГЕС делімітують засобами геоматики

– екологічні компоненти-геосистеми представляють як цифрові геодані, а відношення між ними реалізують за допомогою алгебри карт. Висновки ГЕС асоціюють з емергентними ландшафтними властивостями як предметами дослідження. Такий підхід дає змогу інтерпретувати як ГЕС різноманітні геомо-, біо- та соціоцентричні ландшафтні моделі.

За особливостями геосистеми виводу ГЕС поділяємо на дискретні або континуальні, а також на категорійні або числові. За способом геопросторового поєднання введів ГЕС можуть бути віднесені до морфогенних або трансморфогенних. Трансморфогенні ГЕС, на відміну від морфогенних, відображають гетерогенні ділянки ландшафту, об'єднані латеральними потоками й у такий спосіб передають не лише геометричні, але й топологічні відношення в геоecологічних комплексах. Найпрогресивнішими є динамічні ГЕС (ландшафтні симулятори), які, на відміну від статичних та квазідинамічних моделей, симулюють майбутню еволюцію ландшафту за сценаріями зміни його природних і суспільних факторів.

Концепція ГЕС як загальних теоретичних об'єктів геоecології розвиває ідею множинності просторової організації ландшафту, доповнює її уявленнями про множинність екологічної та динамічної організації геоecологічного комплексу, а також забезпечує перехід до ефективної реалізації засобами геоматики. Така концепція дає змогу об'єднувати в рамках одного інтегрованого геоecологічного дослідження підходи та методи різних географічних й екологічних дисциплін і шкіл щодо вивчення ландшафтів.

Висновок 3. Про Т-ГЕС як голістичний теоретичний об'єкт інтегрованої геоecології

Голістичним теоретичним об'єктом інтегрованої геоecології є Т-ГЕС як комп-

лексна система, яка об'єднує різноманітні гармонізовані комплементарні ГЕС як моделі ландшафту. Отже, Т-ГЕС забезпечує узгоджене різностороннє відображення властивостей геоecологічного комплексу як реального об'єкта. Обсяг Т-ГЕС, тобто кількість підсистем, представлених різними класами комплементарних ГЕС, можна розширювати в міру накопичення даних та знань про ландшафт.

Гармонізація комплементарних ГЕС у рамках Т-ГЕС досягається за дотримання двох умов. По-перше, геосистеми-вводи усіх ГЕС делімітують з використанням єдиної геопросторової БД із застосуванням уніфікованих технологічних прийомів геоматики. По-друге, делімітацію усіх комплементарних дисциплінарних моделей, – С-ГЕС, – як підсистем Т-ГЕС здійснюють на підставі єдиної загальної міждисциплінарної моделі ландшафту – Б-ГЕС. Б-ГЕС відображає інваріантні генетичні відношення між екологічними компонентами та факторами у межах морфологічно однорідних ділянок ландшафту, і через це її відносять до категорії морфогенних статичних моделей. Різноманітні морфогенні та трансморфогенні, статичні та динамічні С-ГЕС доповнюють Б-ГЕС специфічними дисциплінарними характеристиками ландшафту – геоморфологічними, кліматичними, гідрологічними, ботанічними, зоотичними, економічними, естетичними тощо.

Отже, концепція Т-ГЕС поєднує теоретичний об'єкт міждисциплінарного вчення про ландшафти з уявленнями про теоретичні об'єкти різних географічних і екологічних дисциплін і у такий спосіб створює універсальну концептуальну основу для гармонізації й інтеграції їхніх підходів, методів і даних. Водночас технологія геоматики забезпечує ефективну практичну реалізацію Т-ГЕС. Концепція Т-ГЕС дещо наслідує ідею тотальної екосистеми людини 3. Наве, але, на відміну від останньої, є складною мережною системою, а не ієрархічною. У ній редукціоністські дисци-

плінарні підходи не протиставляють голістичному уявленню про геоecологічний комплекс, а інтегрують як комплементарні. Отже, значною мірою концепція Т-ГЕС базується на уявленні про множинність екологічної, просторової та часової організації ландшафту. У практичній площині ідея Т-ГЕС може бути покладена в основу створення єдиного кадастру земельних умов і ресурсів, а також різнобічної їхньої оцінки як екосистемних послуг.

Висновок 4. Про Б-ГЕС як загальну міждисциплінарну генетичну модель ландшафту

Б-ГЕС є продуктом міждисциплінарного підходу, і вона відображає найважливіші особливості екологічної та просторової організації ландшафту у межах поточного еволюційного стану як інваріанту. Виводом Б-ГЕС є категорійна геосистема наземного покриву як сукупності ґрунту, біоценозу, артефактів і людського населення, а вводами – категорійні геосистеми рельєфу, біоклімату та землекористування (фізіономії наземного покриву), поєднані локальною функцією алгебри карт на підставі генетичної екологічної моделі. За характеристиками наземного покриву розрізняють фактичні та потенційні природні Б-ГЕС. Просторову організацію Б-ГЕС можна представляти ієрархічно на підставі розмірності форм рельєфу – від екотопу до екосфери.

Концепція Б-ГЕС впорядковує уявлення про нерівнозначність компонентів і факторів ПТК «генетичного» ландшафтознавства, розширює ці уявлення з позицій вчення про культурний (антропогенний) ландшафт і про потенційні природні біоценози та інтерпретує за допомогою процесного системного підходу, орієнтованого на технологію геоматики. Делімітацію компонентів-геосистем Б-ГЕС, їхню інтеграцію та аналіз тепер здійснюють першочергово на

підставі цифрових даних геотеледетекції, а також тематичної, зокрема польової, інформації у середовищі ГІС. Для цього широко застосовують методи цифрової геоморфометрії, топокліматології та автоматизованої класифікації спектрально-аналітичних зображень земної поверхні.

Організація геопросторової інформації про земельні ресурси на основі Б-ГЕС дає змогу підвищити позиційну точність та оптимізувати обсяг геопросторових БД різноманітних офіційних кадастрів, планів територіального розвитку й організації природоохоронних територій. Водночас, для ефективного менеджменту екосистемних послуг Б-ГЕС необхідно конкретизувати та доповнювати за допомогою С-ГЕС.

Висновок 5. Про С-ГЕС як комплементарні дисциплінарні моделі ландшафту

С-ГЕС деталізують і доповнюють Б-ГЕС специфічною дисциплінарною інформацією у рамках голістичної ландшафтної моделі Т-ГЕС. С-ГЕС реалізують за допомогою існуючих дисциплінарних геопросторових моделей у такий спосіб, щоб принаймні одним із їхніх входів була геосистема наземного покриву як вивід Б-ГЕС. Вивід Б-ГЕС, який відображає лише загальну категорійну екологічну характеристику ландшафту, здебільшого необхідно додатково параметризувати згідно з вимогами відповідної дисциплінарної моделі. За форматом виводу С-ГЕС поділяють на дискретні та континуальні, а за особливостями геопросторової функції, яка генерує вивід – на морфогенні й трансморфогенні. Крім того, за здатністю відображати зміни у ландшафті виділяють динамічні С-ГЕС – ландшафтні симулятори.

Найпростішими є статичні морфогенні С-ГЕС, які наслідують просторову структуру Б-ГЕС, а відношення між екологічними

ми компонентами описують здебільшого як детерміністські на підставі числових функцій або логічних правил не беручи до уваги конфігурацію ареалів і їхнє сусідство. Складнішими є статичні трансморфогенні С-ГЕС, – наприклад, водозборів, видозборів, зоотичних оселищ або транспортної досяжності ландшафтних ресурсів, – які відображають латеральні ландшафтні потоки, що перетинають межі морфогенних Б-ГЕС. Саме такі моделі тепер застосовують для інвентаризації та оцінки екосистемних послуг, а їхня реалізація неможлива без технологій ГІС.

Однак найскладнішими та найперспективнішими є динамічні С-ГЕС – ландшафтні симулятори. Вони дають змогу досліджувати еволюцію ландшафтів за сценаріями зміни їхніх природних і суспільних факторів. Серед фізичних ландшафтних симуляторів найпоширеніші екогідрологічні моделі, серед біотичних – моделі лісової сукцесії та дистурбацій, а серед суспільних – моделі землекористування. Ландшафтні симулятори розглядають тепер як інструменти стратегічного менеджменту екосистемних послуг в умовах зміни клімату та суспільних відносин.

Важливо відмітити, що впровадження С-ГЕС передбачає наявність значних масивів емпіричних даних, необхідних для параметризації моделей. Особливо це стосується ландшафтних симуляторів, калібрування яких здійснюють на підставі часових рядів даних, які отримують через стаціонарні інструментальні спостереження.

Висновок 6. Про ефективність концептуально-методичних і технологічних підходів трансдисциплінарної геоєкології

Численні студії у Карпатах, басейнах Дністра та Західного Бугу, на території Львова, на які опирається ця робота, підтверджують

ефективність концепцій і методів трансдисциплінарної геоєкології. А наведене у цій роботі ініціативне дослідження з делімітації та аналізу Т-ГЕС модельної території у Карпатах площею 292,5 км², яке спеціально здійснили для кращого уявлення описаних тут підходів, має першочергово методичне значення і може бути використане як зразок для інтегрованого геоєкологічного аналізу інших регіонів.

Згадані дослідження засвідчили, що обсяг та детальність Т-ГЕС конкретних територій залежить не лише від поставленої мети, але й від наявності даних та доступності методів їхнього опрацювання. Все зростаюча кількість та якість доступних цифрових геоданих, значну частину яких генерують через геотеледетекцію, висуває на передній план автоматизовані методи опрацювання у середовищі ГІС, які усувають рутинну роботу та пов'язані з нею помилки.

Загальну геопросторову детальність (точність) Т-ГЕС першочергово визначають властивості геосистеми наземного покриття як виводу Б-ГЕС. А вони так само залежать від геометричних роздільностей ЦМБ і космозображень, на підставі яких класифікують рельєф і фізіономію ФНП. Тепер делімітацію ввідів-геосистем Б-ГЕС локальної розмірності, – на рівні екотопів, – доцільно реалізовувати за допомогою автоматизованих методів геоморфометрії, топокліматології та геотеледетекції. Водночас виділення відносно невеликої кількості гетерогенних регіональних геоєкологічних одиниць, – екорегіонів, – все ще ефективніше здійснювати через мануальну векторизацію у середовищі ГІС. Але для синтезу геосистеми виводу Б-ГЕС безальтернативною є технологія алгебри карт як єдиний ефективний метод «оверлею» великої кількості ареалів.

С-ГЕС дають змогу суттєво доповнити Б-ГЕС і на якісно вищому рівні розкрити певні аспекти просторово-часової організації ландшафту й особливості екосистемних

послуг без створення неузгодженостей і суперечностей у результатах дослідження. Зокрема трансморфогенні С-ГЕС, які відображають ландшафтні потоки, суттєво розширюють можливості інвентаризації, оцінки та планування екосистемних послуг. Так, С-ГЕС віддаленості та АТО забезпечують адекватну інвентаризацію й оцінку постачальних екосистемних послуг, а С-ГЕС водозборів надає інформацію щодо потенціалу постачальних послуг у поєднанні з водорегулювальними послугами екологічних комплексів. Естетичну оцінку ландшафтів за допомогою видозбірних С-ГЕС можна розглядати як цікаву наукову процедуру, але властива їй суб'єктивність та відносна складність поки що знижують перспективність широкого практичного застосування. Дослідження сучасної ретроспективної динаміки ландшафту за допомогою квазідинамічних С-ГЕС, побудованих на

хронологічних рядах космозображень, дає змогу інвентаризувати та оцінити минулі впливи на довкілля. Однак для визначення майбутніх відхилень еволюційних траєкторій ландшафтів внаслідок зміни клімату та суспільних відносин, а також пов'язаних змін у екосистемних послугах, необхідно використовувати складні динамічні С-ГЕС, на зразок симулятора лісового ландшафту *LANDIS-II*.

У процесі параметризації С-ГЕС гостріше відчувається нестача кількісних емпіричних даних про фізичні та біотичні аспекти ландшафтної структури та процесів, які поки що безальтернативно постачають польові експедиційні та стаціонарні спостереження. Програми таких спостережень повинні бути не лише орієнтовані на сучасні потреби екосистемного менеджменту довкілля, але й адаптовані для параметризації конкретних геоекологічних моделей.

Література

- Андріанов МС (1968) Клімат / Геренчук КІ (ред) Природа Українських Карпат. Вид-во Львів. ун-ту, Львів, сс 87–101
- Анненская ГН, Видина АА, Кучкова ВК, Коноваленко ВГ, Мамай ИИ, Позднеева МИ, Смирнова ЕД, Солнцев НА, Цесельчук ЮН (1962) Морфологическая структура географического ландшафта. Моск. гос. ун-т, Москва
- Анненская ГН, Мамай ИИ, Цесельчук ЮН (1983) Ландшафты Рязанской Мещеры и возможности их освоения. Изд-во МГУ, Москва
- Антонов АН, Корытный ДМ (ред) (1992) Ландшафтно-гидрологический анализ территории. Наука, Новосибирск
- Анучин ВА (1960) Теоретические проблемы географии. Гос. изд-во геогр. лит-ры, Москва
- Арманд АД (1988) Ландшафт как конструкция. Изв Всесоюзн геогр общ-ва 121:120–125
- Арманд АД, Таргульян ВО (1974) Некоторые принципиальные ограничения эксперимента и моделирования в географии (принцип дополнительности и характерное время). Изв АН СССР Серия геогр 4:129–138
- Арманд ДЛ (1975) Наука о ландшафте (Основы теории и логико-математические методы). Мысль, Москва
- Багров МВ, Боков ВО, Черваньов ІГ (2000) Землезнавство. Либідь, Київ
- Байрак ГР (2007) Аналіз рельєфу і природокористування рівнин заходу України за аерокосмічними даними: Монографія. Вид центр ЛНУ ім І Франка, Львів
- Бачинский ГА (1989) Геоэкология как область соприкосновения географии и социозекологии. Изв ВГО 121:31–39
- Бачинский ГА (1991) Социозекология: теоретические и прикладные аспекты. Наукова думка, Київ
- Башенина НВ, Пиотровский МВ, Симонов ЮГ, Леонтьев ОК, Тальская НН (1977) Геоморфологическое картирование. Учеб. пособие. Высшая школа, Москва
- Беручашвили НЛ (1986) Четыре измерения ландшафта. Мысль, Москва
- Беручашвили НЛ (1990) Геофизика ландшафта: Учеб. пособие для геогр. спец. вузов. Высшая школа, Москва
- Беручашвили НЛ, Исаченко ГА, Чистяков КВ (1989) Ландшафт как реальность и объект профессионального исследования. Изв Всесоюзн геогр общ-ва 121:215–219
- Белоусов ВІ, Балега ЮІ, Балла ЛК, та ін. (ред) (1969) Історія міст і сіл Української РСР. Закарпатська область. Українська Радянська Енциклопедія, Київ
- Біланюк ВІ, Іванов СА, Тиханович ЄС, Ключник ВВ (2014) Функціонування лавинних природних територіальних комплексів Горган. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 1:68–76
- Білик ГІ, Голубець МА (1977) Принципи геоботанічного районування / Геоботанічне районування Української РСР. Наукова думка, Київ, сс 9–16
- Боков ВА, Ена АВ, Ена ВГ, и др. (1996) Геоэкология: Научно-методическая книга по экологии. Таврия, Симферополь
- Болтачов ОР, Дідух ЯП, Дудкін ОВ, та ін. (2011) Смарагдова мережа в Україні. Хімджест, Київ
- Болюх ОИ, Канаш АП, Кит МГ, Кравчук ЯС (1976) Стационарное изучение плоскостного смыва в Предкарпатье. Вища школа, Львов
- Бяллович ЮП (1960) Биогеоценотические горизонты. Труды МОИП 3:43–60
- Вернандер НБ, Гоголев ИН, Ковалишин ДИ, Новаковский ЛЯ, Сиренко НА, Тютюнник ДА (1986) Природа Украинской ССР. Почвы. Наукова думка, Киев
- Видина АА (1962) Методические указания по полевым крупномасштабным ландшафтным исследованиям. (Для целей сельскохозяйственного производства в средней полосе Русской равнины). Москва
- Войтків ПС, Позняк СП (2009) Буроземи пралісів Українських Карпат. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
- ВРУ (Верховна Рада України) (1992) Закон України «Про природно-заповідний фонд України». Відомості Верховної Ради України 34:502
- ВРУ (Верховна Рада України) (2002) Закон України «Про Генеральну схему планування території України». Відомості Верховної Ради України 30:204

- ВРУ (Верховна Рада України) (2004) Закон України «Про екологічну мережу України». Відомості Верховної Ради України 45:502
- ВРУ (Верховна Рада України) (2011а) Закон України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» від 21.12.2010 № 2818-VI. Відомості Верховної Ради України 26:1284
- ВРУ (Верховна Рада України) (2011б) Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності». Відомості Верховної Ради України 34:343
- ВРУ (Верховна Рада України) (2017) Закон України «Про оцінку впливу на довкілля». Відомості Верховної Ради України 29:315
- ВРУ (Верховна Рада України) (2019) Закон України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» від 28.02.2019 № 2697-VIII. Відомості Верховної Ради України 16:312
- Высоцкий ГН (1913) Ергения. Культурно-фитологический очерк. Тр бюро прикладной ботаники 84:1113–1436
- Гавриленко ОП (2008) Екогеографія України: Навч. посіб. Знання, Київ
- Герасимов ИП (1966) Конструктивная география: цели, методы, результаты. Изв ВГО 98:389–403
- Герасимов ИП, Мещеряков ЮА (1967) Понятия «морфоструктура» и «морфоскульптура» и использование их в целях геоморфологического анализа / Рельеф Земли (морфоструктура и морфоскульптура). Наука, Москва, сс 7–12
- Геренчук КИ (1981) О физико-географическом районировании Украинской ССР. Физическая география и геоморфология 26:7–15
- Геренчук КИ, Боков ВА, Черванев ИГ (1984) Общее землеведение. Высшая школа, Москва
- Геренчук КИ, Топчиев АГ (1970) Информационный анализ структуры природных комплексов. Изв АН СССР Серия геогр 6:132–140
- Геренчук КІ (1969) Основні проблеми фізичної географії. Вища школа, Київ
- Геренчук КІ (ред) (1968) Природа Українських Карпат. Вид-во Львів. ун-ту, Львів
- Геренчук КІ (ред) (1972) Природа Львівської області. Вид-во Львів. ун-ту, Львів
- Геренчук КІ, Раковська ЕМ, Топчів ОГ (1975) Польові географічні дослідження. Вища школа, Київ
- ГК СССР ПС (Государственный комитет СССР по стандартам) (1985) Земли. Термины и определения ГОСТ 26640-85 (СТ СЭВ 4472-84)
- Глазовская МА (1981) Общее почвоведение и география почв. Высшая школа, Москва
- Глазовский НФ, Арманд АД (ред) (1992) Механизмы устойчивости геосистем. Наука, Москва
- Глушко ВВ, Круглов СС (ред) (1986) Тектоническая карта Украинских Карпат. Масштаб 1:200 000. Мин. геологии УССР, Киев
- Гоголев ІМ, Проскура ЗВ (1968) Грунти / Природа Українських Карпат. Вид-во Львів. ун-ту, Львів, сс 160–189
- Голд Дж (1990) Психология и география: Основы поведенческой географии. Перю с англ. Прогресс, Москва
- Голубев ГН (1999) Геоэкология. Учебн. для студ. вузов. ГЕОС, Москва
- Голубец МА, Малиновский КА (1969) Классификация растительности Украинских Карпат / Вопросы ценологии, географии, экологии и использования растительного покрова СССР. Наука, Ленинград, сс 237–254
- Голубец МА, Милкина ЛИ (1988) Растительность / Голубец МА, и др. (ред) Украинские Карпаты. Природа. Научная думка, Киев, сс 51–63
- Голубець МА (2000) Екосистемологія. Поллі, Львів
- Гродзинська О (2004) Вернакулярні ландшафтні регіони України. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 31:89–95
- Гродзинський М (1993) Основи ландшафтної екології: Підручник. Либідь, Київ
- Гродзинський МД (1995) Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. Лікей, Київ
- Гродзинський МД (2005) Пізнання ландшафту: місце і простір: Монографія. У 2-х т. Видав.-поліграф. центр «Київський університет», Київ
- Гродзинський МД (2014) Ландшафтна екологія: підручник. Знання, Київ
- Гродзинський МД, Савицька ОВ (2005) Естетика ландшафту: Навчальний посібник. Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», Київ
- Гродзинський МД, Савицька ОВ (2008) Ландшафтознавство: навчальний посібник. Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», Київ
- Гродзинський МД, Шищенко ПГ (1999) Методи геоекологічних досліджень: навчальний посібник. Видав.-поліграф. центр «Київський університет», Київ
- Данилик І, Кагало О, Проць Б, Круглов І, Геннекенс С, Зінгстра Г, Кітнес К, Шефер Я, Чорней І, Кіш Р, Реслер І, Вовк О, Орлов О, Буджак В, Омельчук О (2012) Методика визначення типів оселищ / Каталог типів оселищ Українських Карпат та Закарпатської низовини. Меркатор, Львів, сс 220–231

- Денисик ГІ, Тімець ОВ (2010) Регіональне антропогенне ландшафтознавство. Навчальний посібник. Вінниця-Умань
- Деодатус Ф, Проценко Л, Башта А-Т, Круглов І, та ін. (2010) Створення екологічних коридорів в Україні. Посібник щодо законодавства, ландшафтно-екологічного моделювання та менеджменту для поєднання природоохоронних об'єктів на підставі досвіду в Карпатах. Київ
- Джеймс П, Мартин Дж (1988) Все возможные миры: История географических идей. Прогресс, Москва
- Дідух ЯП (2005) Теоретичні підходи до створення класифікації екосистем. Український фітоценологічний збірник 23:3–14
- Дідух ЯП, Кузьманенко ОЛ (2010) До питання про співвідношення понять «екосистема», «габітат», «біотоп» та «екотоп.» Укр ботан журн 67:668–679
- Дідух ЯП, Хом'як ІВ (2007) Оцінка енергетичного потенціалу екотопів залежно від ступеня їх гемеробії (на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу). Укр ботан журн 64:62–77
- Жекулин ВС (1982) Историческая география: предмет и методы. Наука, Ленинград
- Жекулин ВС, Лавров СБ, Хорев БС (1987) Экологическая парадигма в географии и задачи Географического общества СССР. Изв Всесоюзн геогр общ-ва 119:504–511
- Загвойська ЛБ (2012) Концептуалізація послуг екосистем у сучасному еколого-економічному дискурсі. Наукові праці Лісівничої академії наук України 11:178–185
- Загвойська ЛД, Нижник МС, Сарккі С, Нижник АС, Пелюх ОР (2015) Послуги екосистем верхньої межі лісу в Карпатах очима стейкхолдерів: виклики для адаптивного управління. Наук праці Лісівничої академії наук Укр: Збірн наук праць 13:193–200
- Загульська О (ред) (2003) Чорногірський географічний стаціонар. Навчальний посібник. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
- Исаченко АГ (1971) Развитие географических идей. Мысль, Москва
- Исаченко АГ (1974) О так называемых антропогенных ландшафтах. Изв Всесоюзн геогр общ-ва 1:70–77
- Исаченко АГ (1980) Методы прикладных ландшафтных исследований. Наука, Ленинград
- Исаченко АГ (1991) Ландшафтоведение и физико-географическое районирование: Учебн. Высшая школа, Москва
- Исаченко АГ (1994) Экологизированная география от Геродота до наших дней. Изв Руск геогр общ-ва 126:26–34
- Исаченко АГ (2003) Введение в экологическую географию: Учебное пособие. Изд-во С.-Петерб. ун-та, Санкт-Петербург
- Иванов ЄА (2007) Ландшафти гірничопромислових територій: монографія. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
- Китредж Дж (1951) Влияние леса на климат, почвы и водный режим. Изд-во иностранной литературы, Москва
- КМУ (Кабінет Міністрів України) (2008) Правила рубок головного користування в гірських лісах Карпат. Постанова КМУ від 22 жовтня 2008 р № 929
- КМУ (Кабінет Міністрів України) (2013) Порядок інформаційної взаємодії між кадастрами та інформаційними системами. Постанова від 3 червня 2013 р. № 483. Київ
- Кобів Ю, Прокопів А, Гелеш М, Борсукевич Л, Надрага М (2007) Поширення і стан популяцій рідкісних, загрожених та ендемічних видів рослин у північній частині прикордонної ділянки Чивчинських гір (Українські Карпати). Вісник Львів ун-ту Серія біологічна 45:71–84
- Крауклис АА (1979) Проблемы экспериментального ландшафтоведения. Наука, Новосибирск
- Круглов ИС (1992) История, современное состояние и перспективы освоения природных территориальных комплексов города Львова и окрестностей. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Киев
- Круглов ИС, Миллер ГП (1993) Некоторые аспекты геосистемного изучения урбанизированных территорий. Изв Руск геогр общ-ва 125:29–35
- Круглов И, Нобис Р (2004) Геоэкологическая база данных Бассейна Верхнего Днестра. In: Integrated management of natural resources in the transboundary Dniester River Basin. Proceedings of the international conference, Chisinau, Moldova, September 16-17, 2004, pp 179-183
- Круглов І (1998а) Геоінформаційний аспект організації державного земельного кадастру України. Budownictwo i Inzynieria Srodowiska 29:85–93
- Круглов І (1998б) Містобудівна культура та природне середовище. Світ, Львів
- Круглов І (2000а) Екологія ландшафту (геоекологія): Аналіз європейських та північноамериканських публікацій. Укр геогр журн 2:62–66
- Круглов І (2000б) Поліструктурна інтерпретація «традиційної» системи ландшафтних морфологічних одиниць. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 27:76–71

- Круглов І (2002) Підготовчий проект «Програми сталого розвитку басейну річки Тиса». Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія 4:35–39
- Круглов І (2003) Геоєкологія: Одна назва для різних наук? Фіз геогр та геоморф 45:18–25
- Круглов І (2004а) Геоєкологія та географія. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 2:49–55
- Круглов І (2004б) Методика напівавтоматизованого створення геопросторового шару педоморфологічних одиниць Басейну Верхнього Дністра. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 31:312–320
- Круглов І (2005а) Геоєкологічний аналіз лісогосподарського потенціалу Сколівських Бескидів засобами геоматики. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 32:43–55
- Круглов І (2005б) Геоєкологія як трансдисциплінарна наука про геоекосистеми. Фіз геогр та геоморф 47:100–107
- Круглов І (2005в) Моделювання біоклімату та біотичних компонентів морфогенних геоекосистем Басейну Верхнього Дністра. Фіз геогр та геоморф 49:29–36
- Круглов І (2006) Ландшафт як геоекосистема. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 33:186–193
- Круглов І (2008) Делімітація, метризація та класифікація морфогенних екорегіонів Українських Карпат. Укр геогр журн 3:59–68
- Круглов І (2014) Екологічна класифікація адміністративних районів Українських Карпат. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 48:245–253
- Круглов І (2015) Природні геоекосистеми Басейну Верхнього Західного Бугу. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 39:165–173
- Круглов І (2016) Базова геоекосистема (Б-ГЕС) як інтегруючий об'єкт трансдисциплінарної геоєкології. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 41:168–178
- Круглов І (2019) Ландшафт як реальний об'єкт геоєкології. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 47:13–21
- Круглов І, Башта А-Т, Коржик В, Шкітак М, Девідс Л, Пежановський К, Деодатус Ф (2010) Визначення території екоридору / Створення екологічних коридорів в Україні. Посібник щодо законодавства, ландшафтно-екологічного моделювання та менеджменту для поєднання природоохоронних об'єктів на підставі досвіду в Карпатах. Київ, сс 55–70
- Круглов І, Божук Т (2004а) Геоєкологічна інформаційна система Українського Мармарошу: Модельна ділянка «Квасний». Вісник Львів ун-ту Серія геогр 30:159–166
- Круглов І, Божук Т (2004б) Геоєкологічна інтерпретація рослинного покриву Українського Мармарошу за космічним зображенням ASTER VNIR. Вісник геодезії та картографії 34:48–52
- Круглов І, Геннекенс С, Проць Б, Кагало С, Данилик І, Зінгстра Г, Кітнес К, Шефер Я, Чорней І, Кіш Р, Реслер І, Вовк О, Орлов О, Омельчук О (2012) Методика картування оселищ і формування бази даних / Каталог типів оселищ Українських Карпат та Закарпатської низовини. Меркатор, Львів, сс 232–244
- Круглов І, Кюммерле Т, Часковський О, Кнорн Я, Раделофф Ф, Гостерт П (2013а) Геоєкологічний аналіз динаміки лісистості Українських Карпат протягом 1988–2007 років. У: Географічна наука і практика: виклики епохи. Матеріали міжнародної конференції, Львів, 16–18 травня 2013 р, сс 59–63
- Круглов І, Кюммерле Т, Часковський О, Кнорн Я, Раделофф Ф, Гостерт П (2013б) Динаміка лісистості Українських Карпат протягом 1988–2007 років: геоєкологічний аналіз засобами геоматики. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 46:218–233
- Круглов І, Мельник А, Муха Б, Сенчина Б (2004) Геоєкологічна база даних Басейну Верхнього Дністра. Фіз геогр та геоморф 46:69–75
- Круглов І, Проць Б, Кагало О, Вовк О, Орлов О, Шубер П (2012) Природні та антропогенні чинники оселищного різноманіття Українських Карпат і Закарпатської низовини / Проць Б, Кагало О (ред) Каталог типів оселищ Українських Карпат та Закарпатської низовини. Меркатор, Львів, сс 18–45
- Круль ВП, Добровольська СЯ (2013) Висотна диференціація поселенських геосистем Дністерського каньйону у межах адміністративних районів. Наук зап Вінницького пед ун-ту Сер геогр 25:124–133
- Куйбіда ВС, Білокоп ЮМ (2009) Територіальне планування в Україні: європейські засади та національний досвід. Логос, Київ
- Кулачковський Р, Круглов І (2008) Напівавтоматизована делімітація просторового каркасу природних морфогенних геоекосистем околиць Біосферного резервату «Східні Карпати». Геодезія, картографія і аерофотознімання 70:51–58
- Кулачковський Р, Круглов І (2009) Геоєкологічне моделювання потенційної природної рослинності басейну витоків річки Прут. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 2:157–164
- Кулачковський Р, Круглов І (2016) Видозбірні геоекосистеми Басейну витоків річки Сян. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 40:191–200
- Лавний ВВ, Лессінг Р (2006) Характеристика штормових вітрів в Українських Карпатах. Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість 32:118–125

- Ласточкин АН (2002) Системно-морфологическое основание наук о земле: Геотопология, структурная география и общая теория геосистем. Издат. НИИСХ СПбГУ
- Ласточкин АН (2011) Общая теория геосистем. Лема, Санкт-Петербург
- Львівський промбудпроект (2014) Рахівський район Закарпатської області. Схема планування території. Том III. Основні положення. Львів
- Малиновский К (2003) Сучасний стан верхньої межі лісу та приполонинної рослинності / Екологічний збірник. Екологічні проблеми Карпатського регіону. Праці Наукового товариства ім. Шевченка, Львів, сс 66–80
- Мамай ИИ (1992) Динамика ландшафтов: методика изучения. Изд-во МГУ, Москва
- Мельник АВ (1997) Основы регионального эколого-ландшафтознавчого аналізу. Літопис, Львів
- МЕРТУ (Міністерство економічного розвитку і торгівлі України) (2017) Цілі Сталого Розвитку: Україна. Національна доповідь 2017
- Милкина ЛИ (1988) Почвы / Украинские Карпаты. Природа. Наукова думка, Киев, сс 44–51
- Миллер ГП (1974) Ландшафтные исследования горных и предгорных территорий. Вища школа, Львов
- Мильков ФН (1973) Человек и ландшафты: Очерки антропогенного ландшафтоведения. Мысль, Москва
- Мильков ФН (1975) В защиту антропогенного ландшафтоведения. Изв Всесоюзн геогр общ-ва 3:226–231
- Минц АА, Преображенский ВС (1973) Актуальные и конструктивные вопросы системной ориентации в географии. Изв АН СССР Серия геогр 6:107–118
- Миллер ГП, Петлін ВМ, Мельник АВ (2002) Ландшафтознавство: теорія і практика: Навч. посібн. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
- Мінприроди України (2005а) Положення про Проект організації території природного заповідника та охорони його природних комплексів. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України №245 від 06.07.2005
- Мінприроди України (2005б) Положення про Проект організації території біосферного заповідника та охорони його природних комплексів. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України №245 від 06.07.2005
- Мінприроди України (2005в) Положення про Проект організації території національного природного парку, охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів і об'єктів. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України №245 від 06.07.2005
- Мінприроди України (2005г) Положення про Проект організації території регіонального ландшафтного парку, охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів та об'єктів. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України №245 від 06.07.2005
- Мінприроди України (2009) Методичні рекомендації щодо розроблення регіональних та місцевих схем екомереж. Наказ № 604 від 13.11.2009
- Мінрегіонбуд України (2007) Склад, зміст, порядок розроблення, погодження та затвердження схем планування території сільради. ДБН Б.1.1-7:2007. Київ
- Мінрегіонбуд України (2009) Склад, зміст, порядок розроблення, погодження та затвердження генеральних планів сільських населених пунктів. ДБН Б.1.1-9:2009. Київ
- Мінрегіонбуд України (2011) Національний стандарт України. ДСТУ-Н Б Б.1.1-10:2010. Настанова з виконання розділів «Охорона навколишнього природного середовища» у складі містобудівної документації
- Мінрегіонбуд України (2012а) Склад та зміст містобудівної документації на державному та регіональному рівнях. ДБН Б.1.1-13:2012. Київ
- Мінрегіонбуд України (2012б) Склад та зміст генерального плану населеного пункту. ДБН Б.1.1-15:2012. Київ
- Мінрегіонбуд України (2012в) Склад та зміст детального плану території. ДБН Б.1.1-14:2012. Київ
- Мінрегіонбуд України (2013) Склад та зміст містобудівного кадастру. ДБН Б.1.1-16:2013. Київ
- Мкртчян О (2003) Питання інтеграції якісної інформації у базу даних ГІС. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 29:43–52
- Мкртчян О (2004) Геоінформаційне моделювання процесу схилової ерозії. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 30:188–193
- Мкртчян О (2008) Принципи автоматизованого ландшафтно-екологічного картування. Уч зап Таврического нац ун-та 21:238–247
- Мкртчян О, Шубер П (2011) Методика геопросторового моделювання та картування кліматичних характеристик за даними спостережень метеостанцій. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 39:245–253
- Мкртчян О, Шубер П (2012) Порівняльний аналіз зв'язків кліматичних характеристик з кількісними морфометричними характеристиками рельєфу та положенням у ландшафтній структурі. Вісник Львів ун-ту Серія геогр 40:91–97
- Мкртчян О, Шубер П (2014) Аналіз зв'язків між річними нормами кількості опадів та морфометричними

- показниками рельєфу для метеостанцій заходу України. Наук вісник Чернівецького ун-ту: збірник наукових праць Географія 724–725:38–42
- Мухина ЛИ (1989) Природно-антропогенные геосистемы. Основные положения / Природно-антропогенные геосистемы Центральной лесостепи Русской равнины. Наука, Москва, сс 14–42
 - Назарук М (2013) Соціальна екологія: взаємодія суспільства і природи: навчальний посібник. ЛНУ ім І Франка, Львів
 - Назарук М (2019) Філософія довкілля та природокористування: монографія. ЛНУ ім І Франка, Львів
 - Нееф Э (1974) Теоретические основы ландшафтоведения. Прогресс, Москва
 - Одум Ю (1986) Экология: В 2-х т. Т. 1. Пер. с англ. Мир, Москва
 - Пашенко ВМ (1993) Теоретические проблемы ландшафтоведения. Наукова думка, Киев
 - Перельман АИ (1975) Геохимия ландшафта. Изд. 2. Учеб. пособие. Высшая школа, Москва
 - Петлін ВМ (2013) Синергетичні залежності в організації природних територіальних систем. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
 - Позняк СП, Крассха ЄН, Кіт МГ (2003) Картографування ґрунтового покриву. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
 - Преображенский ВС, Александрова ТД, Данева М, Хаазе Г, Дрдош Я (ред) (1982) Охрана ландшафтов: толковий словарь. Прогресс, Москва
 - Проць Б, Кагало О, Кіш Р, Данилик І, Круглов І, Чорней І, Буджак В, Зінгстра Г (2012) Каталог типів оселищ Українських Карпат та Закарпатської низовини. Меркатор, Львів
 - Раман КГ (1972) Пространственная полиструктурность топологических геокомплексов и опыт её выделения в условиях Латвийской ССР. Изд-во Латв. ун-та, Рига
 - Реймерс НФ (1992) Охрана природы и окружающей человека среды (словарь-справочник). Просвещение, Москва
 - Сакали ЛИ, Дмитренко ЛВ, Киптенко ЕН, Лютик ПІМ (1986) Тепловой и водный режим Украинских Карпат. Гидрометиздат, Ленинград
 - Самойленко ВМ (2002) Ймовірнісні математичні методи в геоекології: Навчальний посібник. Ніка-Центр, Київ
 - Самойленко МІ, Кузнецов АІ, Костенко ОБ (2008) Теорія ймовірностей. Підручник. ХНАМГ, Харків
 - Саушкин ЮГ (1946) Культурный ландшафт. Вопросы географии 1:97–106
 - Свідінська ДВ (2012) Виділення морфодинамічних мікрогеохор із застосуванням нечіткого кластерного аналізу. Укр геогр журн 3:34–41
 - Смалійчук А, Круглов І (2010) ГІС-аналіз геоекосистем низькогір'я Карпат у межах Львівської області. Наук зап Тернопіль пед ун-ту Серія: геогр 2:211–219
 - Снытко ВА (1978) Геохимические исследования метаболизма в геосистемах. Наука, Новосибирск
 - Солнцев НА (1949) О морфологии природного географического ландшафта. Вопросы географии 16:61–86
 - Солнцев НА (1960) О взаимоотношениях «живой» и «мертвой» природы. Вестн МГУ Серия геогр 1:10–17
 - Солнцев НА (1962) К вопросу об амплитудах ритма природных явлений в ландшафте. Вестн МГУ Серия геогр 2:63–67
 - Солнцев НА (1973) О биотических и геоматических факторах формирования природной среды. Вестн МГУ Серия геогр 1:41–50
 - Соловій ІП, Кулешник ТЯ (2011) Трактуювання ключових термінів концепції послуг екосистем з огляду на еколого-економічні дослідження ландшафтів. Наук праці Лісівничої академії наук Укр: Збірн наук праць 9:174–178
 - Сочава ВБ (1963) Определение некоторых понятий и терминов физической географии. Докл Ин-та геогр Сибири и Дальнего Востока 3:50–59
 - Сочава ВБ (1978) Введение в учение о геосистемах. Наука, Новосибирск
 - Стойко СМ (2009) Дубові ліси Українських Карпат: екологічні особливості, відтворення, охорона. Львів
 - Сукачев ВН (1964) Биогеноз как выражение взаимодействия живой и неживой природы на поверхности Земли: соотношение понятий биогеноз, экосистема, географический ландшафт и фация / Сукачев ВН, Дылис НВ (ред) Основы лесной биогеоценологии. Наука, Москва, сс 5–49
 - Сукачев ВН, Дылис НВ (1964) Основы лесной биогеоценологии. Наука, Москва
 - Тиханович ЄС, Біланюк ВІ (2017) Лавини Українських Карпат: поширення і динаміка. ЛНУ ім. І.Франка, Львів
 - Топчиев АГ (1996) Геоэкология: Географические основы природопользования. Астропринт, Одесса
 - Топчиев ОГ (2001) Основи суспільної географії: навчальний посібник. Астропринт, Одеса
 - Тролля К (1972) Ландшафтная экология (геоэкология) и биогеоценология. Терминологическое исследование. Изв АН СССР Серия геогр 3:114–120

- Трофимов АМ, Рубцов ВА, Ермолаев ОП (2009) Региональный геоэкологический анализ. Учебное пособие. Бриг, Казань
- Удра ІХ, Батова НІ (2011) Місце Національного природного парку «Синевир» в Українських Карпатах за біокліматичними параметрами. Науковий вісник Ужгородського університету Серія Біологія 30:104–109
- Укреджліспроєкт (2014) Повидільна характеристика лісових насаджень
- Уряд України (2015) Угода про асоціацію між Україною та Європейським Союзом
- Хаазе Г (1980) Изучение топических и хорических структур, их динамики и развития в ландшафтных системах / Структура, динамика и развитие ландшафтов. Москва, сс 57–81
- Хаггет П (1969) Пространственный анализ в экономической географии. Прогресс, Москва
- Хаггет П (1979) География: синтез современных знаний: Пер. с англ. Прогресс, Москва
- Харвей Д (1974) Научное объяснение в географии: общая методология науки и методология географии. Сокр. пер. с англ. Прогресс, Москва
- Хорошев АВ (2016) Полимасштабная организация географического ландшафта. КМК, Москва
- Чалая ІП, Кукотенко МВ, Черкасова ЛМ (1973) Исследование природных условий для архитектурно-планировочного проектирования (на примере Московской области). Изд-во лит-ры по строительству, Москва
- Черванев ІГ (1983) Структура рельефа и ее влияние на структуру ландшафта. Физ геогр и геоморф 30:104–108
- Шаблій ОІ (2004) Фундаментальні об'єкти дослідження суспільної географії у класичному, некласичному і постекласичному вимірах / Україна: географічні проблеми сталого розвитку. Зб. наук. праць. В 4-ч т. ВЛГ Обрії, Київ, сс 96–107
- Шакин ВА и др. (ред) (1977) Геологическая карта Украинских Карпат и прилегающих прогибов. Масштаб 1:200 000. Мин. геологии УССР, Киев
- Швебс ГІ (1974) Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка. Гидрометиздат, Ленинград
- Швебс ГІ, Шищенко ПГ, Гродзинский МД, Ковеза ГП (1986) Типы ландшафтных территориальных структур. Физическая география и геоморфология 33:110–114
- Шеляг-Сосонко ЮР, Гродзинский МД, Романенко ВД (2004) Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. Фитосоциоцентр, Киев
- Шищенко ПГ (1988) Прикладная физическая география. Выща школа, Киев
- Шищенко П (ред) (2010) Фізична географія материків та океанів: підруч. для студ. вищ. навч. закл. : у 2 т. Т. 2. Європа. Київський університет, Київ
- Шищенко П, Гавриленко О (2018) Геоекология у науково-освітньому вимірі. Вісн Київ нац у-ту ім Тараса Шевченка Географія 70:9–15
- Эрингис КІ (ред) (1975) Экология и эстетика ландшафтов. Минтис, Вильнюс
- Яворський БІ (2010) Розвиток ландшафтів Українського Розточчя. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук. Львів
- Ямелинець ТС, Кіт МГ (2007) Просторовий аналіз деградаційних процесів сірих лісових ґрунтів Західного лісостепу України. Видав. центр ЛНУ ім. І. Франка, Львів
- Akçakaya HR, Radeloff VC, Mladenoff DJ, He HS (2004) Integrating landscape and metapopulation modeling approaches: Viability of the Sharp-tailed Grouse in a dynamic landscape. Conservation Biology 18:526–537
- Alder JR, Hostetler SW (2013) CMIP5 Global Climate Change Viewer. US Geological Survey. Available at: <http://regclim.coas.oregonstate.edu/gccv/index.html> (accessed 8 July 2016)
- Allen TFH, Starr TB (2017) Hierarchy: perspectives for ecological complexity. Second ed. University of Chicago Press, Chicago
- Almpandou V, Mazaris AD, Mertzani Y, Avraam I, Antoniou I, Pantis JD, Sgardelis SP (2014) Providing insights on habitat connectivity for male brown bears: A combination of habitat suitability and landscape graph-based models. Ecological Modelling 286:37–44
- Amiri R, Weng Q, Alimohammadi A, Alavipanah SK (2009) Spatial-temporal dynamics of land surface temperature in relation to fractional vegetation cover and land use/cover in the Tabriz urban area, Iran. Remote Sensing of Environment 113:2606–2617
- Angelstam P, Grodzynskyi M, Andersson K, Axelsson R, Elbakidze M, Khoroshev A, Kruhlov I, Naumov V (2013) Measurement, collaborative learning and research for sustainable use of ecosystem services: Landscape concepts and Europe as laboratory. AMBIO 42:129–145
- Angelstam PK (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. Journal of Vegetation Science 9:593–602
- Antrop M (2005) From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape management. In: From landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application. Springer, Dordrecht, pp 27–50
- Appleton J (1975) The experience of landscape. Wiley, Chichester

- Archer D (2011) *Global warming: Understanding the forecast*, 2 edition. Wiley, Hoboken, N.J
- Archer D, Rahmstorf S (2010) *The climate crisis: An introductory guide to climate change*, 1 edition. Cambridge University Press, New York
- Armitage DR, Plummer R, Berkes F, Arthur RI, Charles AT, Davidson-Hunt IJ, Diduck AP, Doubleday NC, Johnson DS, Marschke M, McConney P, Pinkerton EW, Wollenberg EK (2009) Adaptive co-management for social–ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:95–102
- Ashby WR (1956) *An introduction to cybernetics*. Chapman & Hall, London
- Ashby WR (1962) Principles of the self-organizing system. In: Foerster H von, Zopf GW (eds) *Principles of self-organization: Transactions of the University of Illinois Symposium*. Pergamon Press, London, pp 255–278
- Bacilieri R, Ducousso A, Kremer A (1995) Genetic, morphological, ecological and phenological differentiation between *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L. in a mixed stand of Northwest of France. *Silvae Genetica* 44:1–10
- Bagstad KJ, Johnson GW, Voigt B, Villa F (2013a) Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services* 4:117–125
- Bagstad KJ, Semmens DJ, Waage S, Winthrop R (2013b) A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services* 5:27–39
- Bagstad KJ, Villa F, Johnson GW, Voigt B (2011) *ARIES – Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data*, version 1.0. The ARIES Consortium
- Bailey RG (1983) Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* 7:365–373
- Bailey RG (1988) *Ecogeographic analysis: a guide to the ecological division of land for resource management*. USDA Forest Service, Washington, DC
- Bailey RG (2009) *Ecosystem geography: from ecoregions to sites*, 2nd ed. Springer, New York
- Bailey RG, Jensen ME, Cleland DT, Bourgeron PS (1994) Design and use of ecological mapping units. *Ecosystem management: principles and applications* 95–106
- Balmford A, Bruner A, Cooper P, Costanza R, Farber S, Green RE, Jenkins M, Jefferiss P, Jessamy V, Madden J, Munro K, Myers N, Naeem S, Paavola J, Rayment M, Rosendo S, Roughgarden J, Trumper K, Turner RK (2002) Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297:950–953
- Bastian O (2000) Landscape classification in Saxony (Germany) — a tool for holistic regional planning. *Landscape and Urban Planning* 50:145–155
- Bastian O (2001) Landscape Ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecol* 16:757–766
- Bastian O, Beierkuhnlein C, Klink H-J, Löffler J, Steinhardt U, Volk M, Wilmking M (2002) Landscape structures and processes. In: *Development and perspectives of landscape ecology*. Springer, Dordrecht, pp 49–112
- Bastian O, Schreiber (eds) (1999) *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*, 2. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Bastian O, Steinhardt U (eds) (2002) *Development and perspectives of landscape ecology*. Springer, Dordrecht
- Bastian O, Syrbe R-U, Rosenberg M, Rahe D, Grunewald K (2013) The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services* 4:15–24
- BC Ministry of Forests and Range and BC Ministry of Environment (2010) *Field manual for describing terrestrial ecosystems*, 2nd ed. Province of British Columbia
- Behrens T, Zhu A-X, Schmidt K, Scholten T (2010) Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping. *Geoderma* 155:175–185
- Beier P, Majka DR, Spencer WD (2008) Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22:836–851
- Belda M, Holtanov E, Halenka T, Kalvov J (2014) Climate classification revisited: from Köppen to Trewartha. *Clim Res* 59:1–13
- Bell D (1976) The coming of the post-industrial society. *The Educational Forum* 40:574–579
- Bennett RJ, Chorley RJ (1978) *Environmental systems: Philosophy, analysis and control*. Princeton University Press, Princeton, NJ
- Bergh JC van den (2001) Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. *Reg Environ Change* 2:13–23
- Bertalanffy LV (1950) An outline of general system theory. *The British Journal for the Philosophy of Science* 1:134–165
- Bertalanffy LV (1969) *General system theory: foundations, development, applications*, Revised edition. George Braziller Inc., New York
- Betts AK, Ball JH, Beljaars ACM, Miller MJ, Viterbo PA (1996) The land surface-atmosphere interaction: A review based on observational and global modeling perspectives. *J Geophys Res* 101:7209–7225
- Billwitz K (1998) Zur Entwicklung der Geoökologie in Greifswald. *Petermanns Geographischen Mitteilungen* 142:35–56

- Bivand R (2008) Error propagation in spatial prediction. In: Encyclopedia of GIS. Springer US, pp 287–290
- Blaschke T, Hay GJ, Kelly M, Lang S, Hofmann P, Addink E, Queiroz Feitosa R, van der Meer F, van der Werff H, van Coillie F, Tiede D (2014) Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 87:180–191
- Blumenstein O, Schachtzabel H, Barsch H, Bork H-R, Küppers U (2000) Grundlagen der Geoökologie: Erscheinungen und Prozesse in unserer Umwelt. Springer-Verlag, Berlin
- Bobek H, Schmithüsen J (1949) Die Landschaft im logischen System der Geographie. *Erdkunde* 3:112–120
- Boeing G (2016) Visual analysis of nonlinear dynamical systems: Chaos, fractals, self-similarity and the limits of prediction. *Systems* 4:37
- Boer EPJ, de Beurs KM, Hartkamp AD (2001) Kriging and thin plate splines for mapping climate variables. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 3:146–154
- Boettinger JL (ed) (2010) Digital soil mapping: bridging research, environmental application, and operation. Springer Science & Business Media
- Bohm D (1981) Wholeness and the implicate order. Routledge, London
- Boumans R, Costanza R, Farley J, Wilson MA, Portela R, Rotmans J, Villa F, Grasso M (2002) Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41:529–560
- Bourassa SC (1991) The aesthetics of landscape, First Edition edition. John Wiley & Sons Ltd, London ; New York
- Bradbury IK (1999) The biosphere, 2 edition. Wiley, Chichester ; New York
- Brauer F, Castillo-Chavez C (2010) Mathematical models in population biology and epidemiology. Springer, New York
- Brink P (ed) (2011) The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making. Routledge, London
- Brohman R, Bryant L (eds) (2005) Existing vegetation classification and mapping technical guide. Gen. Tech. Rep. WO–67. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Ecosystem Management Coordination Staff, Washington, DC
- Brown de Colstoun EC, Story MH, Thompson C, Comissio K, Smith TG, Irons JR (2003) National Park vegetation mapping using multitemporal Landsat 7 data and a decision tree classifier. *Remote Sensing of Environment* 85:316–327
- Brown I (2017) Hierarchical bioclimate zonation to reference climate change across scales and its implications for nature conservation planning. *Applied Geography* 85:126–138
- Brussard PF, Reed JM, Tracy CR (1998) Ecosystem management: what is it really? *Landscape and Urban Planning* 40:9–20
- Buck-Sorlin G (2013) Process-based model. In: Dubitzky W, Wolkenhauer O, Cho K-H, Yokota H (eds) Encyclopedia of systems biology. Springer, New York, p 1755
- Buol SW, Southard RJ, Graham RC, McDaniel PA (2011) Soil genesis and classification. John Wiley & Sons
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21:17–29
- Burmeister C, Schanze J (2018) Cross-sectoral projections of future land-cover change for the Upper Western Bug River catchment, Ukraine. *Environ Earth Sci* 77:194
- Burrough PA, van Gaans PFM, MacMillan RA (2000) High-resolution landform classification using fuzzy k-means. *Fuzzy Sets and Systems* 113:37–52
- Callow JN, Van Niel KP, Boggs GS (2007) How does modifying a DEM to reflect known hydrology affect subsequent terrain analysis? *Journal of Hydrology* 332:30–39
- Cambel AB (1993) Applied Chaos Theory: A paradigm for complexity. Academic Press, London
- Campbell JB, Wynne RH (2011) Introduction to remote sensing, Fifth edition. Guilford Press, New York
- Capra F (1996) The web of life: A new scientific understanding of living systems. Anchor Books, New York
- Carol H (1957) Grundsätzliches zum Landschaftsbegriff. *Petermanns Geographischen Mitteilungen* 2:93–97
- Carpathian Convention (2008) Protocol on conservation and sustainable use of biological and landscape diversity to the Framework Convention on the Protection and Sustainable Development of the Carpathians done in Kiev on 22 May 2003
- Carpathian Convention (2011) Protocol on sustainable forest management to the Framework Convention on the Protection and Sustainable Development of the Carpathians
- Carré F, Girard MC (2002) Quantitative mapping of soil types based on regression kriging of taxonomic distances with landform and land cover attributes. *Geoderma* 110:241–263
- Casado-Arzuaga I, Onaindia M, Madariaga I, Verburg PH (2013) Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecol* 29:1393–1405

- Cernusca A, Tappeiner U, Bayfield N (eds) (1999) Land-use changes in European mountain ecosystems: ECOMONT: Concept and results. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin
- Chang K (2013) Introduction to geographic information systems with data set CD-ROM, 7 edition. McGraw-Hill
- Chapin III FS, Carpenter SR, Kofinas GP, Folke C, Abel N, Clark WC, Olsson P, Smith DMS, Walker B, Young OR, Berkes F, Biggs R, Grove JM, Naylor RL, Pinkerton E, Steffen W, Swanson FJ (2010) Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology & Evolution* 25:241–249
- Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA (2002) Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York
- Chiarucci A, Araújo MB, Decocq G, Beierkuhnlein C, Fernández-Palacios JM (2010) The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* 21:1172–1178
- Chorley RJ, Haggett P (eds) (1967) Models in geography. Methuen, London
- Chorley RJ, Kennedy BA (1971) Physical geography: a systems approach. Prentice Hall, London
- Christian CS, Stewart GA (1964) Methodology of integrated surveys. UNESCO, Toulouse, p 150
- Christopherson RW (2014) Geosystems: An introduction to physical geography, 9 edition. Prentice Hall, Boston
- Chung U, Seo HH, Hwang KH, Hwang BS, Choi J, Lee JT, Yun JI (2006) Minimum temperature mapping over complex terrain by estimating cold air accumulation potential. *Agricultural and Forest Meteorology* 137:15–24
- Cilliers P (1998) Complexity and postmodernism: Understanding complex systems. Routledge, London
- Clarke RT (1973) A review of some mathematical models used in hydrology, with observations on their calibration and use. *Journal of Hydrology* 19:1–20
- Cole LC (1958) The ecosphere. *Scientific American* 198:83–96
- Collins SL, Carpenter SR, Swinton SM, Orenstein DE, Childers DL, Gragson TL, Grimm NB, Grove JM, Harlan SL, Kaye JP, Knapp AK, Kofinas GP, Magnuson JJ, McDowell WH, Melack JM, Ogden LA, Robertson GP, Smith MD, Whitmer AC (2011) An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:351–357
- Coombes P, Barber K (2005) Environmental determinism in Holocene research: causality or coincidence? *Area* 37:303–311
- Costanza R (2000) Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:4–10
- Costanza R (ed) (1992) Ecological economics: The science and management of sustainability. Columbia University Press, New York
- Costanza R, d'Arge R, Groot R de, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Belt M van den (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260
- Costanza R, Voinov A, Boumans R, Maxwell T, Villa F, Wainger L, Voinov H (2002) Integrated ecological economic modeling of the Patuxent river watershed, Maryland. *Ecological Monographs* 72:203–231
- Council of Europe (1979) Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Bern
- Council of Europe (2000) European landscape convention
- CPDSAP (2007) The Black Sea Biodiversity and Landscape Conservation Protocol to the Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution was signed in Sofia, Bulgaria 2002 (as per 26 February 2007 ratified by Turkey and Ukraine)
- Cressie N, Kang EL (2010) High-resolution digital soil mapping: kriging for very large datasets. In: Viscarra Rossel RA, McBratney ProfAB, Minasny DrB, Viscarra Rossel RA, McBratney AB, Minasny B (eds) Proximal Soil Sensing. Springer Netherlands, pp 49–63
- Cumming GS, Olsson P, Chapin FS, Holling CS (2013) Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecol* 28:1139–1150
- Cushman SA (2010) Animal movement data: GPS telemetry, autocorrelation and the need for path-level analysis. In: Cushman SA, Huettmann F (eds) Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation. Springer Japan, pp 131–149
- Dai FC, Lee CF (2001) Terrain-based mapping of landslide susceptibility using a geographical information system: a case study. *Can Geotech J* 38:911–923
- Daily GC, Polasky S, Goldstein J, Kareiva PM, Mooney HA, Pejchar L, Ricketts TH, Salzman J, Shallenberger R (2009) Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21–28
- Daly C (2006) Guidelines for assessing the suitability of spatial climate data sets. *International Journal of Climatology* 26:707–721
- Daly C, Halbleib M, Smith JI, Gibson WP, Doggett MK, Taylor GH, Curtis J, Pasteris PP (2008) Physiographically sensitive mapping of climatological temperature and precipitation across the conterminous United States. *Int J Climatol* 28:2031–2064
- Davidson M (1983) Uncommon sense: The life and thought of Ludwig von Bertalanffy (1901–1972), father of General Systems Theory. Tarcher, Los Angeles

- Davis RL (1978) A topoclimatic classification to map spring frost risk for six deciduous tree fruit varieties. *Atmosphere-Ocean* 16:169–176
- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemen L (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7:260–272
- de Groot WT (1992) *Environmental science theory: Concepts and methods in a one-world, problem-oriented paradigm*. Elsevier, Amsterdam
- Dean DJ, Lizarraaga-Blackard AC (2007) Modeling the magnitude and spatial distribution of aesthetic impacts. *Environment and Planning B: Planning and Design* 34:121 – 138
- Dennett DC (1996) *Darwin's dangerous idea: Evolution and the meanings of life*. Simon and Schuster, New York
- Deodatus F, Kruhlov I, Protsenko L, Bashta A-T, Korzhyk V, Tatuš S, Bilokon M, Shkitak M, Movchan I, Catanoiu S, Deju R, Perzanowski K (2013) Creation of ecological corridors in the Ukrainian Carpathians. In: Kozak J, Ostapowicz K, Bytnerowicz A, Wyżga B (eds) *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*. Springer Berlin Heidelberg, pp 701–717
- Di Filippo A, Biondi F, Čufar K, De Luis M, Grabner M, Maugeri M, Presutti Saba E, Schirone B, Piovesan G (2007) Bioclimatology of beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network. *Journal of Biogeography* 34:1873–1892
- Di Gregorio A (2005) *Land Cover Classification System (LCCS), version 2: Classification concepts and user manual*. FAO, Rome
- Dickson BG, Beier P (2007) Quantifying the influence of topographic position on cougar (*Puma concolor*) movement in southern California, USA. *Journal of Zoology* 271:270–277
- Dikau R (1989) The application of digital relief model to landform analysis in geomorphology. In: Raper JF (ed) *Three dimensional applications in geographical information systems*. Taylor & Francis, London, pp 51–77
- Dikau R (1990) Geomorphic landform modeling based on hierarchy theory. In: *Proceedings of the 4th International Symposium on Spatial Data Handling*, July 23–27, 1990. University of Zürich, Zürich, pp 230–239
- Dingman SL (2015) *Physical hydrology: Third edition*. Waveland Press, Long Grove
- Dobrowski SZ, Abatzoglou JT, Greenberg JA, Schladow SG (2009) How much influence does landscape-scale physiography have on air temperature in a mountain environment? *Agricultural and Forest Meteorology* 149:1751–1758
- Dombois DM, Ellenberg H (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, London
- Dombrowsky I, Hagemann N, Houdret A (2014) The river basin as a new scale for water governance in transition countries? A comparative study of Mongolia and Ukraine. *Environ Earth Sci* 72:4705–4726
- Drăguț L, Blaschke T (2006) Automated classification of landform elements using object-based image analysis. *Geomorphology* 81:330–344
- Drăguț L, Schauppenlehner T, Muhar A, Strobl J, Blaschke T (2009) Optimization of scale and parametrization for terrain segmentation: An application to soil-landscape modeling. *Computers & Geosciences* 35:1875–1883
- Dramstad WE, Tveit MS, Fjellstad WJ, Fry GLA (2006) Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning* 78:465–474
- Drury WH, Nisbet ICT (1973) Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* 54:331–368
- Dubois D, Prade H (1980) *Fuzzy sets and systems*. Academic Press, New York
- Duckstein L, Fogel MM, Kisiel CC (1972) A stochastic model of runoff-producing rainfall for summer type storms. *Water Resour Res* 8:410–421
- Edmondson A (1987) A Fuller explanation: The synergetic geometry of R. Buckminster Fuller. EmergentWorld LLC, Pueblo, Co
- EEA (European Environment Agency) (2007) CLC2006 technical guidelines. Copenhagen
- EEA (European Environment Agency) (2014) *Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview*
- EEA (European Environment Agency) (2015) *The European environment — state and outlook 2015: Synthesis report*. Copenhagen
- Egerton FN (2009) A history of the ecological sciences, Part 32: Humboldt, nature's geographer. *The Bulletin of the Ecological Society of America* 90:253–282
- Ehsani AH, Quiel F (2008) Geomorphometric feature analysis using morphometric parameterization and artificial neural networks. *Geomorphology* 99:1–12
- Ehsani AH, Quiel F (2009) A semi-automatic method for analysis of landscape elements using Shuttle Radar Topography Mission and Landsat ETM+ data. *Computers & Geosciences* 35:373–389
- Elkie PC, Rempel RS, Carr AP (1999) *Patch Analyst User's Manual: A tool for quantifying landscape structure*. Ontario Ministry of Natural Resources, Boreal Science, Northwest Science & Technology, Thunder Bay
- Ellis EC, Ramankutty N (2008) Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:439–447

- Elvidge CD, Baugh KE, Dietz JB, Bland T, Sutton PC, Kroehl HW (1999) Radiance calibration of DMSP-OLS low-light imaging data of human settlements. *Remote Sensing of Environment* 68:77–88
- Estrada-Peña A, Tarragona EL, Vesco U, Meneghi D de, Mastropaolo M, Mangold AJ, Guglielmono AA, Nava S (2014) Divergent environmental preferences and areas of sympatry of tick species in the *Amblyomma cajennense* complex (Ixodidae). *International Journal for Parasitology* 44:1081–1089
- European Commission (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1991 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union* L 206:7
- European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* L 327:1–73
- European Commission (2007) Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. *Official Journal of the European Union* L 288:27–34
- European Commission (2010) Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2009 on the conservation of wild birds. *Official Journal of the European Union* L 20:7–25
- European Commission (2013) Interpretation manual of European Union habitats. *Eur* 28. April 2013
- Evans FC (1956) Ecosystem as the basic unit in ecology. *Science* 123:1127–1128
- Evans JP, Jakeman AJ (1998) Development of a simple, catchment-scale, rainfall-evapotranspiration-runoff model. *Environmental Modelling & Software* 13:385–393
- Fahrig L, Merriam G (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66:1762–1768
- Fairfax County (2010) Pohick Creek watershed management plan
- Farina A (2000) The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience* 50:313–320
- Farris E, Filibeck G, Marignani M, Rosati L (2010) The power of potential natural vegetation (and of spatial-temporal scale): a response to Carrión & Fernández (2009). *Journal of Biogeography* 37:2211–2213
- Feurdean A, Willis KJ, Parr CL, Taniş I, Fărcaş S (2010) Post-glacial patterns in vegetation dynamics in Romania: homogenization or differentiation? *Journal of Biogeography* 37:2197–2208
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37:4302–4315
- Filatova T, Verburg PH, Parker DC, Stannard CA (2013) Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environmental Modelling & Software* 45:1–7
- Finney MA (2006) An overview of FlamMap fire modeling capabilities. In: *Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings*. 28-30 March 2006; Portland, OR. *Proceedings RMRS-P-41*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Co, pp 213–220
- Fischer S, Pluntke T, Pavlik D, Bernhofer C (2014) Hydrologic effects of climate change in a sub-basin of the Western Bug River, Western Ukraine. *Environ Earth Sci* 72:4727–4744
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643–653
- Florinsky IV (2012) Digital terrain analysis in soil science and geology. Academic Press, Amsterdam
- Flügel W-A (1995) Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes* 9:423–436
- Fookes PG, Lee EM, Griffiths JS (2007) *Engineering geomorphology: Theory and practice*. Whittles Publishing, Dunbeth
- Forman RTT (1995) *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*, 1 edition. Cambridge University Press, Cambridge ; New York
- Frair JL, Merrill EH, Visscher DR, Fortin D, Beyer HL, Morales JM (2005) Scales of movement by elk (*Cervus elaphus*) in response to heterogeneity in forage resources and predation risk. *Landscape Ecol* 20:273–287
- Frank S, Fürst C, Koschke L, Makeschin F (2012) A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecological Indicators* 21:30–38
- Franklin J (1995) Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19:474–499
- Franklin J (2010) Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16:321–330
- Freire S, Aubrecht C (2012) Integrating population dynamics into mapping human exposure to seismic hazard. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 12:3533–3543
- Friedl MA, Brodley CE (1997) Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 61:399–409

- Friis C, Nielsen JØ, Otero I, Haberl H, Niewöhner J, Hostert P (2015) From teleconnection to telecoupling: taking stock of an emerging framework in land system science. *Journal of Land Use Science* 0:1–23
- Fromm J (2004) The emergence of complexity. Kassel University Press, Kassel
- Fuenmayor R (1991) The roots of reductionism: a counter-ontoepistemology for a systems approach. *Systemic Practice and Action Research* 4:419–448
- Fürst J, Hörhan T (2009) Coding of watershed and river hierarchy to support GIS-based hydrological analyses at different scales. *Computers & Geosciences* 35:688–696
- Gallau H, Zanchi G, Nabuurs G-J, Hengeveld G, Schardt M, Verkerk PJ (2010) EU-wide maps of growing stock and above-ground biomass in forests based on remote sensing and field measurements. *Forest Ecology and Management* 260:252–261
- Ge Z-M, Kellomäki S, Peltola H, Zhou X, Väisänen H, Strandman H (2013) Impacts of climate change on primary production and carbon sequestration of boreal Norway spruce forests: Finland as a model. *Climatic Change* 118:259–273
- Geddes P (1972) Patrick Geddes: spokesman for man and the environment: A selection. Rutgers University Press, New Brunswick
- Geiger R, Aron RH, Todhunter P (2003) The climate near the ground. Sixth edition. Rowman and Littlefield Publishers, Lanham, MD, USA
- Gerrard AJ (1982) Soils and landforms: An integration of geomorphology and pedology. Unwin Hyman, London ; Boston
- Gessler PE, Chadwick OA, Chamran F, Althouse L, Holmes K (2000) Modeling soil–landscape and ecosystem properties using terrain attributes. *Soil Science Society of America Journal* 64:2046–2056
- Gessler PE, Moore ID, McKenzie NJ, Ryan PJ (1995) Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of Geographical Information Systems* 9:421–432
- Ghaffariyan MR, Naghdi R, Ghajar I, Nikooy M (2013) Time prediction models and cost evaluation of cut-to-length (CTL) harvesting method in a mountainous forest. *Small-scale Forestry* 12:181–192
- Gilbert N (2008) Agent-based models. SAGE
- Giorgi F, Francisco R, Pal J (2003) Effects of a subgrid-scale topography and land use scheme on the simulation of surface climate and hydrology. Part I: Effects of temperature and water vapor disaggregation. *J Hydrometeor* 4:317–333
- Godron M, Forman RTT (1983) Landscape modification and changing ecological characteristics. In: *Disturbance and ecosystems*. Springer, Berlin/Heidelberg, pp 12–28
- Gómez-Baggethun E, de Groot R, Lomas PL, Montes C (2010) The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69:1209–1218
- Gorczyca E, Wrońska-Walach D, Długosz M (2013) Landslide hazards in the Polish Flysch Carpathians: Example of Lososina Dolna Commune. In: *Geomorphological impacts of extreme weather*. Springer, Dordrecht, pp 237–250
- Gorokhovitch Y, Voustianiouk A (2006) Accuracy assessment of the processed SRTM-based elevation data by CGIAR using field data from USA and Thailand and its relation to the terrain characteristics. *Remote Sensing of Environment* 104:409–415
- Gorsevski PV, Gessler PE, Jankowski P (2003) Integrating a fuzzy k-means classification and a Bayesian approach for spatial prediction of landslide hazard. *J Geograph Syst* 5:223–251
- Gosz JR (1993) Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* 3:370–376
- Grêt-Regamey A, Sirén E, Brunner SH, Weibel B (2017) Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosystem Services* 26:306–315
- Griesemer JR (1992) Niche: historical perspectives. In: *Keywords in evolutionary biology*. Harvard University Press, Cambridge, pp 231–240
- Grimm R, Behrens T, Märker M, Elsenbeer H (2008) Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island — Digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma* 146:102–113
- Grodzynskyi M (2017) The subjects of ecosystem services: the use for classification and unified assessment. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 45
- Gruber U, Bartelt P (2007) Snow avalanche hazard modelling of large areas using shallow water numerical methods and GIS. *Environmental Modelling & Software* 22:1472–1481
- Grunewald K, Bastian O (eds) (2015) *Ecosystem services – concept, methods and case studies*. Springer, Berlin/Heidelberg
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186
- Haase G (1967) Zur Methodik großmaßstäbiger landschaftsökologischer und naturräumlicher Erkundung. *Wissenschaftliche Abhandlungen d Geogr Gesellschaft d DDR* 5:35–128

- Haase G (1968) Pedon und Pedotop - Bemerkungen zu Grundfragen der regionalen Bodengeographie. *Petermanns Geographischen Mitteilungen Ergänzungsheft* 271:57–76
- Haase G (ed) (1991) *Naturraumerkundung und Landnutzung: Geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen*. Akademie Verlag GmbH, Berlin
- Haase G, Mannsfeld K, Bastian O (2002) *Naturraumeinheiten, Landschaftsfunktionen und Leitbilder am Beispiel von Sachsen*. Deutsche Akademie für Landeskunde, Flensburg
- Haggett P, Chorley RJ, Stoddart DR (1965) Scale standards in geographical research: A new measure of areal magnitude. *Nature* 205:844–847
- Haken H (1978) *Synergetics: Introduction*. Second enlarged edition. Springer, Berlin
- Hancock G, Willgoose G (2001) Use of a landscape simulator in the validation of the SIBERIA Catchment Evolution Model: Declining equilibrium landforms. *Water Resour Res* 37:1981–1992
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Zimmermann NE (2013) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Clim Change* 3:203–207
- Härdtle W (1995) On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. *Folia Geobot* 30:263–276
- Hargis CD, Bissonette JA, David JL (1998) The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13:167–186
- Hargrove WW, Gardner RH, Turner MG, Romme WH, Despain DG (2000) Simulating fire patterns in heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling* 135:243–263
- He C, Okada N, Zhang Q, Shi P, Li J (2008) Modelling dynamic urban expansion processes incorporating a potential model with cellular automata. *Landscape and Urban Planning* 86:79–91
- He HS, Gustafson EJ, Lischke H (2017) Modeling forest landscapes in a changing climate: theory and application. *Landscape Ecol* 32:1299–1305
- Hengl T, Reuter HI (eds) (2008) *Geomorphometry: concepts, software, applications*, 1 edition. Elsevier Science, Amsterdam, Netherlands ; Oxford, UK ; Boston Mass.
- Hengl T, Rossiter DG (2003) Supervised landform classification to enhance and replace photo-interpretation in semi-detailed soil survey. *Soil Science Society of America Journal* 67:1810–1822
- Hennekens SM, Schaminée JHJ (2001) TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12:589–591
- Heuvelink GBM (1998) *Error propagation in environmental modelling with GIS*. CRC Press
- Hickler T, Vohland K, Feehan J, Miller PA, Smith B, Costa L, Giesecke T, Fronzek S, Carter TR, Cramer W, Kühn I, Sykes MT (2012) Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21:50–63
- Higashi M, Burns TP (eds) (1991) *Theoretical studies of ecosystems: The network perspective*. Cambridge University Press, Cambridge
- Hlásny T, Barka I, Kulla L, Bucha T, Sedmák R, Trombik J (2017) Sustainable forest management in a mountain region in the Central Western Carpathians, northeastern Slovakia: the role of climate change. *Reg Environ Change* 17:65–77
- Ho LTK, Yamaguchi Y, Umitsu M (2012) Rule-based landform classification by combining multi-spectral/temporal satellite data and the SRTM DEM. *International Journal of Geoinformatics* 8:27–38
- Hobi ML, Commarmot B, Bugmann H (2015) Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *J Veg Sci* 26:323–336
- Holden E, Linnerud K, Banister D (2017) The imperatives of sustainable development. *Sust Dev* 25:213–226
- Holling CS (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1–23
- Holling CS, Clark WC, Munn RE (1986) The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: *Sustainable development of the biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 293–317
- Horne JS, Garton EO, Krone SM, Lewis JS (2007) Analyzing animal movements using brownian bridges. *Ecology* 88:2354–2363
- Howey MCL, Brouwer Burg M (2017) Assessing the state of archaeological GIS research: Unbinding analyses of past landscapes. *Journal of Archaeological Science* 84:1–9
- Hradecký J, Pánek T (2008) Deep-seated gravitational slope deformations and their influence on consequent mass movements (case studies from the highest part of the Czech Carpathians). *Nat Hazards* 45:235–253
- Huabin W, Gangjun L, Weiya X, Gonghui W (2005) GIS-based landslide hazard assessment: an overview. *Progress in Physical Geography* 29:548–567
- Huggett R (1995) *Geocology: an evolutionary approach*. Routledge, London
- Huggett R (1999) Ecosphere, biosphere, or Gaia? What to call the global ecosystem. *Global Ecology and Biogeography* 8:425–431

- Huggett R (2004) Fundamentals of biogeography. Psychology Press
- Huggett R (2011) Fundamentals of geomorphology. Taylor & Francis, London
- Huggett R, Cheesman J (2002) Topography and the environment. Pearson Education
- Humphrey HB (1961) Makers of North American botany. Ronald Press
- Hutchinson MF (1989) A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology* 106:211–232.
- Immitzer M, Atzberger C, Koukal T (2012) Tree species classification with random forest using very high spatial resolution 8-band WorldView-2 satellite data. *Remote Sensing* 4:2661–2693
- Irvin BJ, Ventura SJ, Slater BK (1997) Fuzzy and isodata classification of landform elements from digital terrain data in Pleasant Valley, Wisconsin. *Geoderma* 77:137–154
- ISO/TC 211 (1998) Geographic information standards framework and reference model. List of ISO/TC211 harmonized term definitions
- Jackson JB (1984) Discovering the vernacular landscape. Yale University Press, Yale
- Jacobsen K (2012) Characteristics of very high resolution optical satellites for topographic mapping. In: ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Copernicus GmbH, pp 137–142
- Jalas J (1955) Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72: 1–15
- Jarvis A, Reuter HI, Nelson A, Guevara E (2008) Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database: <http://srtm.csi.cgiar.org>
- Jarvis CH, Stuart N (2001) A Comparison among strategies for interpolating maximum and minimum daily air temperatures. Part I: The selection of “guiding” topographic and land cover variables. *J Appl Meteor* 40:1060–1074
- Jenness J, Brost B, Beier P (2013) Land facet corridor designer. Manual
- Jones RH (2000) Reductionism: Analysis and the fullness of reality. Bucknell University Press, Cranbury, NJ
- Jongman RHG, Bouwma IM, Griffioen A, Jones-Walters L, Doorn AMV (2011) The Pan European Ecological Network: PEEN. *Landscape Ecol* 26:311–326
- Jorgensen SE (2012) Introduction to systems ecology, 1 edition. CRC Press, Boca Raton
- Joseph G (2005) Fundamentals of remote sensing. Universities Press, Hyderabad
- Judkins G, Smith M, Keys E (2008) Determinism within human–environment research and the rediscovery of environmental causation. *Geographical Journal* 174:17–29
- Kacprzak A, Szymański W, Wójcik-Tabol P (2015) The role of flysch sandstones in forming the properties of cover deposits and soils; examples from the Carpathians. <https://www.ingentaconnect.com/content/schweiz/zfgs/2015/00000059/00000001/art00012>. Accessed 11 Jul 2018
- Kalbacher T, Delfs J-O, Shao H, Wang W, Walther M, Samaniego L, Schneider C, Kumar R, Musolf A, Centler F, Sun F, Hildebrandt A, Liedl R, Borchardt D, Krebs P, Kolditz O (2011) The IWAS-ToolBox: Software coupling for an integrated water resources management. *Environ Earth Sci* 65:1367–1380
- Kalkhoven JTR, Werf SVD (1988) Mapping the potential natural vegetation. In: Küchler AW, Zonneveld IS (eds) *Vegetation mapping*. Springer Netherlands, pp 375–386
- Kanellopoulos I, Wilkinson GG (1997) Strategies and best practice for neural network image classification. *International Journal of Remote Sensing* 18:711–725
- Kato M, Inoue T, Hamid AA, Nagamitsu T, Merdek MB, Nona AR, Itino T, Yamane S, Yumoto T (1995) Seasonality and vertical structure of light-attracted insect communities in a dipterocarp forest in Sarawak. *Res Popul Ecol* 37:59–79
- Katok A, Hasselblatt B (1995) Introduction to the modern theory of dynamical systems. Cambridge University Press, Cambridge
- Kaule G, Holz B (2008) From sectoral evaluation to integrated land use planning. In: Transformation processes in the Western Ukraine: Concepts for a sustainable land use. Weißensee-Verlag, Berlin, pp 441–472
- Kautz M, Meddens AJH, Hall RJ, Arneth A (2017) Biotic disturbances in Northern Hemisphere forests – a synthesis of recent data, uncertainties and implications for forest monitoring and modelling. *Global Ecol Biogeogr* 26:533–552
- Keeling HC, Phillips OL (2007) The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecology and Biogeography* 16:618–631
- Keeton WS, Angelstam PK, Bihun Y, Chernyavskyy M, Crow SM, Deyneka A, Elbakidze M, Farley J, Kovalyshyn V, Kruhlov I, Mahura B, Myklush S, Nunery JS, Soloviy I, Zahvoyska L (2013) Sustainable forest management alternatives for the Carpathian Mountains with a focus on Ukraine. In: Kozak J, Ostapowicz K, Bytnerowicz A, Wyżga B (eds) *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*. Springer, Berlin/Heidelberg, pp 331–352

- Keeton WS, Chernyavskyy M, Gratz G, Main Knorn M, Shpylchak M, Bihun Y (2010) Structural characteristics and aboveground biomass of old growth spruce–fir stands in the eastern Carpathian mountains, Ukraine. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 144:148–159
- Kelman J (1980) A stochastic model for daily streamflow. *Journal of Hydrology* 47:235–249
- Kenward RE (2001) Historical and practical perspectives. In: Millspaugh JJ, Marzluff JM (eds) *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, pp 3–12
- Kerr G, Cahalan C (2004) A review of site factors affecting the early growth of ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Forest Ecology and Management* 188:225–234
- Klein JT (1990) *Interdisciplinarity: history, theory, and practice*. Wayne State University Press, Detroit
- Klein JT, Grossenbacher-Mansuy W, Häberli R, Bill A, Scholz RW, Welti M (eds) (2012) *Transdisciplinarity: Joint problem solving among science, technology, and society: An effective way for managing complexity*. Springer, Basel
- Klijn F, Haes HAU de (1994) A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecol* 9:89–104
- Komac M (2006) A landslide susceptibility model using the Analytical Hierarchy Process method and multivariate statistics in perialpine Slovenia. *Geomorphology* 74:17–28
- Krcho J (1978) The spatial organization of the physical-geographical sphere as a cybernetic system expressed by means of entropy. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Geographica* 57–145
- Kricsfalussy V, Mróz W, Popov S (2008) Historical changes of the upper tree line in the Carpathian Mountains (Ukraine). *Mountain Forum Bulletin* January:15–18
- Krinner G, Viovy N, de Noblet-Ducoudré N, Ogée J, Polcher J, Friedlingstein P, Ciais P, Sitch S, Prentice IC (2005) A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochem Cycles* 19:GB1015
- Krenzel F, Bernhofer C, Chalov S, Efimov V, Efimova L, Gorbachova L, Habel M, Helm B, Kruhlov I, Nabyvanets Y, Osadcha N, Osadchyi V, Pluntke T, Reeh T, Terskii P, Karthe D (2018) Challenges for transboundary river management in Eastern Europe – three case studies. *Die Erde* 149:157–172
- Krouglov I (1999) The structure of the urban landscape. *Universitas Ostraviensis Acta Facultatis Rerum Naturalium Geographia – Geologia* 181:71–89
- Kruhlov I (2003) Geospatial database of the primary natural territorial units of the Upper Dnister Basin. In: *Natural forests in the temperate zone of Europe – values and utilisation. Abstracts. International conference, Mukachevo, Ukraine, October 13–17, 2003*, pp 206–207
- Kruhlov I (2004) Methodology of semiautomatic compilation of pedomorphic units geospatial dataset for the Upper Dnister Basin. In: *Landscape science – traditions and trends. Abstracts, International conference, Lviv, September 8–12, 2004*, p 96
- Kruhlov I (2005) Geoecological analysis of forestry potential of Skole Beskydy (Eastern Carpathians). In: *Critical areas in a landscape: From theory to mapping and management, Proceedings of international conference, Tbilisi, Georgia, May 3–10, 2005*, pp 72–75
- Kruhlov I (2008) Recent geoecological studies in the Ukrainian Carpathians. In: *Science for the Carpathians. Strategy development and networking workshop. Report, Krakow, Poland, May 27–28, 2008*, p 34
- Kruhlov I (2014) Perspectives for introduction of ecosystem services approach into spatial planning in Ukraine. In: Grunewald K, Bastian O, Drozdov A (eds) *TEEB-Prozesse und Ökosystem-Assessment in Deutschland, Russland und weiteren Staaten des nördlichen Eurasiens. Bundesamt für Naturschutz, Bonn*, pp 340–353
- Kruhlov I, Bitter O, Bomba M, Kazmir P, Buhryn L, Kit M (2008a) Agricultural potential of model communities. In: Roth M, Nobis R, Stetsiuk V, Kruhlov I (eds) *Transformation processes in the Western Ukraine: Concepts for a sustainable land use*. Weißensee-Verlag, Berlin, pp 392–398
- Kruhlov I, Kulachkovskyy R, Ehsani AH, Kryza M, Quiel F, Shuber P, Sobik M, Szymanowski M (2007) Geoecosystems Classification of the Biosphere Reserve “Eastern Carpathians”. In: *Landscape classification: Theory and practice. Conference abstracts, Warsaw, June 15–17, 2007*, pp 26–27
- Kruhlov I, Kulachkovskyy R, Smaliychuk A (2012) Rule-based delineation of landform elements for the Carpathian low-medium mountains using SRTM data. In: *Forum Carpathicum 2012. Conference abstracts. Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Stara Lesna, Slovakia*, pp 34–35
- Kruhlov I, Mukha B, Senchyna B (2008b) Natural geoecosystems of the Upper Dnister Basin. In: Roth M, Nobis R, Stetsiuk V, Kruhlov I (eds) *Transformation processes in the Western Ukraine: Concepts for a sustainable land use*. Weißensee-Verlag, Berlin, pp 81–97
- Kruhlov I, Thom D, Chaskovskyy O, Keeton WS, Scheller RM (2016) Future forest landscapes of the Carpathians. In: *Forum Carpathicum 2016: Future of the Carpathians: smart, sustainable, inclusive. Conference abstracts, Bucharest, Romania, September 28–30, 2016*, pp 42–43

- Kruhlov I, Thom D, Chaskovskyy O, Keeton WS, Scheller RM (2018a) Future forest landscapes of the Carpathians: vegetation and carbon dynamics under climate change. *Reg Environ Change* 18:1555–1567
- Kruhlov I, Thom D, Keeton WS, Scheller RM, Chaskovskyy O (2018b) Forest management and future dynamics of the Carpathian forest landscape. In: *Forum Carpaticum 2018. Adaptation of environmental and social risks in the Carpathian Mountain Region. Conference abstracts*, Eger, Hungary, October 15–18, 2018, pp 86–87
- Krysanova V, White M (2015) Advances in water resources assessment with SWAT—an overview. *Hydrological Sciences Journal* 60:771–783
- Küchler AW (1964) Potential natural vegetation of the conterminous United States: Map. American Geographical Society
- Küchler AW, Zonneveld IS (eds) (1988) *Vegetation mapping*. Kluwer, Dordrecht
- Kuemmerle T, Chaskovskyy O, Knorn J, Radeloff VC, Kruhlov I, Keeton WS, Hostert P (2009) Forest cover change and illegal logging in the Ukrainian Carpathians in the transition period from 1988 to 2007. *Remote Sensing of Environment* 113:1194–1207
- Kuemmerle T, Perzanowski K, Chaskovskyy O, Ostapowicz K, Halada L, Bashta A-T, Kruhlov I, Hostert P, Waller DM, Radeloff VC (2010) European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation* 143:908–916
- Kuemmerle T, Radeloff VC, Perzanowski K, Hostert P (2006) Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. *Remote Sensing of Environment* 103:449–464
- Kuhn TS (1996) *The structure of scientific revolutions*. 3rd edition, 3rd edition. University of Chicago Press, Chicago, IL
- Kulkarni VG (2016) *Modeling and analysis of stochastic systems*. Third edition. CRC Press
- Kumar K (2005) *From post-industrial to post-modern society: New theories of the contemporary world*. Second edition. Blackwell, Oxford
- Kuwagata T, Kimura F (1995) Daytime boundary layer evolution in a deep valley. Part I: observations in the Ina Valley. *J Appl Meteor* 34:1082–1091
- Ladyman J, Lambert J, Wiesner K (2013) What is a complex system? *Euro Jnl Phil Sci* 3:33–67
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J (2001) The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261–269
- Latham PA, Zuuring HR, Coble DW (1998) A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management* 104:157–170
- Lausch A, Blaschke T, Haase D, Herzog F, Syrbe R-U, Tischendorf L, Walz U (2015) Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling* 295:31–41
- Le QB, Park SJ, Vlek PLG, Cremers AB (2008) Land-Use Dynamic Simulator (LUDAS): A multi-agent system model for simulating spatio-temporal dynamics of coupled human–landscape system. I. Structure and theoretical specification. *Ecological Informatics* 3:135–153
- Leidel M, Hagemann N, Seeger J, Weigelt C, Zakorchevna N, Blumensaat F (2014) Supporting decisions in water management by exploring information and capacity gaps: experiences from an IWRM study in the Western Bug River Basin, Ukraine. *Environ Earth Sci* 72:4771–4786
- Leser H (1984) *Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotypbegriff*. *Natur Landsch* 59:351–357
- Leser H (1991) *Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung*. UTB, Stuttgart, Stuttgart
- Levin SA (1998) Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1:431–436
- Li B-L (2000) Why is the holistic approach becoming so important in landscape ecology? *Landscape and Urban Planning* 50:27–41
- Li X, Lin J, Chen Y, Liu X, Ai B (2013) Calibrating cellular automata based on landscape metrics by using genetic algorithms. *International Journal of Geographical Information Science* 27:594–613
- Lidicker WZ (1999) Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14:333–343
- Lillesand TM, Kiefer RW, Chipman J (2015) *Remote sensing and image interpretation*. Seventh edition. John Wiley & Sons, Hoboken, N.J
- Lim KJ, Sagong M, Engel BA, Tang Z, Choi J, Kim K-S (2005) GIS-based sediment assessment tool. *CATENA* 64:61–80
- Linehan J, Gross M, Finn J (1995) Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning* 33:179–193
- Ling C, Handley J, Rodwell J (2007) Restructuring the post-industrial landscape: A multifunctional approach. *Landscape Research* 32:285–309

- Liu J, Dietz T, Carpenter SR, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell AN, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, Ostrom E, Ouyang Z, Provencher W, Redman CL, Schneider SH, Taylor WW (2007) Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513–1516
- Löffler J (2002) Landscape complexes. In: Bastian O, Steinhardt U (eds) *Development and Perspectives of Landscape Ecology*. Kluwer, Dordrecht, pp 58–68
- Lookingbill TR, Urban DL (2003) Spatial estimation of air temperature differences for landscape-scale studies in montane environments. *Agricultural and Forest Meteorology* 114:141–151
- Loos J, Hanspach J, Wehrden H von, Beldean M, Moga CI, Fischer J (2015) Developing robust field survey protocols in landscape ecology: a case study on birds, plants and butterflies. *Biodivers Conserv* 24:33–46
- Lowman M, D'Avanzo C, Brewer C (2009) A National Ecological Network for Research and Education. *Science* 323:1172–1173
- Lucas R, Rowlands A, Brown A, Keyworth S, Bunting P (2007) Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 62:165–185
- Luenberger DG (1979) *Introduction to dynamic systems: theory, models, and applications*. Wiley
- MacArthur RH (1972) *Geographical ecology: Patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, Princeton
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- Mace GM, Norris K, Fitter AH (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27:19–26
- Macías-Escrivá FD, Haber R, del Toro R, Hernandez V (2013) Self-adaptive systems: A survey of current approaches, research challenges and applications. *Expert Systems with Applications* 40:7267–7279
- MacMillan RA, Pettapiece WW, Nolan SC, Goddard TW (2000) A generic procedure for automatically segmenting landforms into landform elements using DEMs, heuristic rules and fuzzy logic. *Fuzzy Sets and Systems* 113:81–109
- Malinga R, Gordon L, Lindborg R, Jewitt G (2013) Using participatory scenario planning to identify ecosystem services in changing landscapes. *Ecology and Society* 18
- Maloy MA, Dean DJ (2001) An accuracy assessment of various GIS-based watershed delineation techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67:1293–1298
- Manson SM (2001) Simplifying complexity: a review of complexity theory. *Geoforum* 32:405–414
- Markstrom SL, Niswonger RG, Regan RS, Prudic DE, Barlow PM (2008) *GSFLOW - Coupled ground-water and surface-water model based on the integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005)*. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia
- Martinez-Harms MJ, Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8:17–25
- Matthews JA, Herbert DT (eds) (2004) *Unifying geography: Common heritage, shared future*. Routledge, London
- Max-Neef MA (2005) Foundations of transdisciplinarity. *Ecological Economics* 53:5–16
- McBratney AB, Mendonça Santos ML, Minasny B (2003) On digital soil mapping. *Geoderma* 117:3–52
- McCoy J, Johnston K, Kopp S, Borup B, Willison J, Payne B (2002) *ArcGIS 9: Using ArcGIS Spatial Analyst*. ESRI, Redlands, CA
- McGarigal K, Marks BJ (1994) *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Version 2.0. Corvallis, OR
- McGinnis M, Ostrom E (2014) Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society* 19
- McHarg I (1969) *Design with nature*. Doubleday / National History Press, New York
- McKenzie N, Grundy MJ, Webster R, Ringrose-Voase AJ (2008) *Guidelines for surveying soil and land resources*. CSIRO Publishing, Collingwood
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003) *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Island Press, Washington, DC
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis, 2 edition*. Island Press, Washington, DC
- Meier ES, Lischke H, Schmatz DR, Zimmermann NE (2012) Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. *Global Ecology and Biogeography* 21:164–178
- Meigs GW, Kennedy RE, Cohen WB (2011) A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. *Remote Sensing of Environment* 115:3707–3718
- Meijerink AMJ (1988) Data acquisition and data capture through terrain mapping unit. *International Computer Journal* 1:23–44

- Mennis J (2003) Generating surface models of population using dasymetric mapping. *The Professional Geographer* 55:31–42
- Merow C, Smith MJ, Silander JA (2013) A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36:1058–1069
- Merriam G (1984) Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: *Proceedings of First international seminar on methodology in landscape ecology research and planning*. GeoRue, Roskilde, pp 5–15
- Merriam G, Wegner J (1992) Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. In: Hansen AJ, Castri F di (eds) *Landscape Boundaries*. Springer New York, pp 150–169
- Meyer WB, Turner BL (eds) (1994) *Changes in land use and land cover: a global perspective*, 1st edition. Cambridge University Press, Cambridge England ; New York, NY, USA
- Mezei P, Grodzki W, Blaženec M, Jakuš R (2014) Factors influencing the wind-bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecol Manag* 312:67–77
- Miller A (2008) Signal-response systems. In: *Encyclopedia of statistics in quality and reliability*. John Wiley & Sons, Ltd
- Miller J, Franklin J (2002) Modeling the distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. *Ecological Modelling* 157:227–247
- Mitchell CW (1991) *Terrain evaluation: An introductory handbook to the history, principles, and methods of practical terrain assessment*, Second. Longman, Harlow
- Mladenoff DJ, He HS (1999) Design, behavior and applications of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. In: Mladenoff DJ, Baker WL (eds) *Spatial modeling of forest landscape change: Approaches and applications*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 125–162
- Moore ID, Gessler PE, Nielsen GA, Peterson GA (1993) Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Science Society of America Journal* 57:443–452
- Mora C (2010) A synthetic map of the climatopes of the Serra da Estrela (Portugal). *Journal of Maps* 6:591–608
- Moravec J (1998) Reconstructed natural versus potential natural vegetation in vegetation mapping: A discussion of concepts. *Applied Vegetation Science* 1:173–176
- Morris T (1957) *The criminal area: A study in social ecology*. Routledge, Oxon
- Moss D (2008) *EUNIS habitat classification - a guide for users*. European Environment Agency
- Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB, Nakicenovic N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP, Wilbanks TJ (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747–756
- Mountrakis G, Im J, Ogole C (2011) Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66:247–259
- Naveh Z (2000a) What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50:7–26
- Naveh Z (2000b) The Total Human Ecosystem: Integrating ecology and economics. *BioScience* 50:357–361
- Naveh Z (2005) Epilogue: toward a transdisciplinary science of ecological and cultural landscape restoration. *Restoration Ecology*
- Naveh Z, Lieberman AS (1990) *Landscape ecology: Theory and application*. Second edition. Springer, New York
- Naylor LA, Viles HA, Carter NEA (2002) Biogeomorphology revisited: looking towards the future. *Geomorphology* 47:3–14
- Neef E (1970) Zu einigen Begriffen der Ökologie. *Arch Natursch Landschaftsforsch* 10:233–240
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2011) *Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation*. Version 2009. Texas Water Resources Institute
- Netherer S, Matthews B, Katzensteiner K, Blackwell E, Henschke P, Hietz P, Pennerstorfer J, Rosner S, Kikuta S, Schume H, Schopf A (2015) Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytol* 205:1128–1141
- Neumann M, Moreno A, Mues V, Härkönen S, Mura M, Bouriaud O, Lang M, Achten WMJ, Thivolle-Cazat A, Bronisz K, Merganič J, Decuyper M, Alberdi I, Astrup R, Mohren F, Hasenauer H (2016) Comparison of carbon estimation methods for European forests. *Forest Ecology and Management* 361:397–420
- Newman M (2003) The structure and function of complex networks. *SIAM Rev* 45:167–256
- Nicolescu B (ed) (2008) *Transdisciplinarity: Theory and practice*. Hampton Press, Cresskill
- Niinemets Ü, Valladares F (2006) Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs* 76:521–547
- Noetzli J, Huggel C, Hoelzle M, Haeberli W (2006) GIS-based modelling of rock-ice avalanches from Alpine permafrost areas. *Comput Geosci* 10:161–178

- Norby RJ, DeLucia EH, Gielen B, Calfapietra C, Giardina CP, King JS, Ledford J, McCarthy HR, Moore DJP, Ceulemans R, Angelis PD, Finzi AC, Karnosky DF, Kubiske ME, Lukac M, Pregitzer KS, Scarascia-Mugnozza GE, Schlesinger WH, Oren R (2005) Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS* 102:18052–18056
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zygmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol* 1:153–162
- Ode Å, Tveit MS, Fry G (2008) Capturing landscape visual character using indicators: Touching base with landscape aesthetic theory. *Landscape Research* 33:89–117
- Odum EP (1968) Energy flow in ecosystems: A historical review. *Integrative and Comparative Biology* 8:11–18
- Odum HT (1983) *Systems ecology: An introduction*. John Wiley & Sons, New York
- Odum HT (1994) *Ecological and general systems : an introduction to systems ecology*. University Press of Colorado, Nivot, Colorado
- Okin GS (2008) A new model of wind erosion in the presence of vegetation. *Journal of Geophysical Research* 113:F02S10
- Olden JD, Kennard MJ, Pusey BJ (2012) A framework for hydrologic classification with a review of methodologies and applications in ecohydrology. *Ecohydrol* 5:503–518
- Ollier C, Pain C (1996) *Regolith, soils and landforms*, 1 edition. Wiley, Chichester ; New York
- Omernik JM (2004) Perspectives on the nature and definition of ecological regions. *Environmental Management* 34:S27–S38
- Ostrom E (2009) A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419–422
- Ovaskainen O, Luoto M, Ikonen I, Rekola H, Meyke E, Kuussaari M (2008) An empirical test of a diffusion model: Predicting Clouded Apollo movements in a novel environment. *The American Naturalist* 171:610–619
- Palomo I, Martín-López B, López-Santiago C, Montes C (2011) Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society* 16
- Pasztor F, Matulla C, Rammer W, Lexer MJ (2014) Drivers of the bark beetle disturbance regime in Alpine forests in Austria. *Forest Ecology and Management* 318:349–358
- Patten BC, Odum EP (1981) The cybernetic nature of ecosystems. *The American Naturalist* 118:886–895
- Patterson TA, Thomas L, Wilcox C, Ovaskainen O, Matthiopoulos J (2008) State-space models of individual animal movement. *Trends in Ecology & Evolution* 23:87–94
- Pavlik D, Söhl D, Pluntke T, Bernhofer C (2014) Climate change in the Western Bug river basin and the impact on future hydro-climatic conditions. *Environ Earth Sci* 72:4787–4799
- Pennock DJ, Zebarth BJ, De Jong E (1987) Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada. *Geoderma* 40:297–315
- Perman R, Ma Y, McGilvary, Common M (2003) *Natural resource and environmental economics*. Third edition. Pearson Education, Harlow
- Petritan AM, Nuske RS, Petritan IC, Tudose NC (2013) Gap disturbance patterns in an old-growth sessile oak (*Quercus petraea* L.)–European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest remnant in the Carpathian Mountains, Romania. *Forest Ecology and Management* 308:67–75
- Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, Schapire RE, Blair ME (2017) Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* 40:887–893
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259
- Pickett STA, Kolasa J, Armesto JJ, Collins SL (1989) The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54:129–136
- Pluntke T, Pavlik D, Bernhofer C (2014) Reducing uncertainty in hydrological modelling in a data sparse region. *Environ Earth Sci* 72:4801–4816
- Poore MED (1955) The use of phytosociological methods in ecological investigations: I. The Braun-Blanquet system. *Journal of Ecology* 43:226–244
- Poudyal NC, Hodges DG, Fenderson J, Tarkington W (2010) Realizing the economic value of a forested landscape in a viewshed. *Southern Journal of Applied Forestry* 34:72–78
- Pouyat RV, Yesilonis ID, Russell-Anelli J, Neerchal NK (2007) Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types. *Soil Science Society of America Journal* 71:1010
- Pretsch H, Biber P, Ďurský J (2002) The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162:3–21
- Price B, Kaim D, Szwagrzyk M, Ostapowicz K, Kolecka N, Schmatz DR, Wypych A, Kozak J (2017) Legacies,

- socio-economic and biophysical processes and drivers: the case of future forest cover expansion in the Polish Carpathians and Swiss Alps. *Reg Environ Change* 17:2279–2291
- Pumain D (ed) (2006) *Hierarchy in natural and social sciences*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
 - Radeloff VC, Mladenoff DJ, Boyce MS (2000) The changing relation of landscape patterns and jack pine budworm populations during an outbreak. *Oikos* 90:417–430
 - Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF (1993) *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. Pacific Southwest Research Station, US Forest Service, Albany, CA
 - Rammer W, Seidl R (2015) Coupling human and natural systems: Simulating adaptive management agents in dynamically changing forest landscapes. *Global Environmental Change* 35:475–485
 - Rautenberg W (2010) *A concise introduction to mathematical logic*. Springer, New York
 - Reimer M, Getimis P, Blotevogel HH (eds) (2014) *Spatial planning systems and practices in Europe*. Routledge, London
 - Rempel RS, Kaukinen D, Carr AP (2012) *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay
 - Ren C, Ng EY-Y, Katzschner L (2010) Urban climatic map studies: a review. *International Journal of Climatology*
 - Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook No. 703. USDA, Washington, DC
 - Renard KG, Foster GR, Weesies GA, Porter JP (1991) RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46:30–33
 - Reyers B, Biggs R, Cumming GS, Elmqvist T, Hejnowicz AP, Polasky S (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:268–273
 - Reynolds M, Holwell S (2010) *Systems approaches to managing change: A practical guide*. Springer, London
 - Richards JA, Jia X (2006) *Remote sensing digital image analysis: an introduction*, 4th edn. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg
 - Ricotta C, Carranza ML, Avena G, Blasi C (2002) Are potential natural vegetation maps a meaningful alternative to neutral landscape models? *Applied Vegetation Science* 5:271–275
 - Risser PG (1995) The status of the science examining ecotones. *BioScience* 45:318–325
 - Roberge J-M, Angelstam P (2004) Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18:76–85
 - Robert CP (2014) Monte Carlo methods. In: *Wiley StatsRef: Statistics reference online*. John Wiley & Sons, Ltd
 - Robichaud PR, Elliot WJ, Pierson FB, Hall DE, Moffet CA (2007) Predicting postfire erosion and mitigation effectiveness with a web-based probabilistic erosion model. *CATENA* 71:229–241
 - Rodriguez-Galiano VF, Ghimire B, Rogan J, Chica-Olmo M, Rigol-Sanchez JP (2012) An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67:93–104
 - Rodriguez-Iturbe I (2000) Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resour Res* 36:3–9
 - Rosati L, Marignani M, Blasi C (2008) A gap analysis comparing Natura 2000 vs National Protected Area network with potential natural vegetation. *Community Ecology* 9:147–154
 - Roth M, Nobis R, Stetsiuk V, Kruhlov I (2008) *Transformation processes in the Western Ukraine: Concepts for a sustainable land use*, 1st edn. Weißensee-Verlag, Berlin
 - Rowe JS, Barnes BV (1994) Geo-ecosystems and bio-ecosystems. *Ecol Soc Amer Bull* 75:40–41
 - Roy DP, Wulder MA, Loveland TR, C.e. W, Allen RG, Anderson MC, Helder D, Irons JR, Johnson DM, Kennedy R, Scambos TA, Schaaf CB, Schott JR, Sheng Y, Vermote EF, Belward AS, Bindschadler R, Cohen WB, Gao F, Hipple JD, Hostert P, Huntington J, Justice CO, Kilic A, Kovalsky V, Lee ZP, Lyburner L, Masek JG, McCorkel J, Shuai Y, Trezza R, Vogelmann J, Wynne RH, Zhu Z (2014) *Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research*. *Remote Sensing of Environment* 145:154–172
 - Running SW, Gower ST (1991) FOREST-BGC, A general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiol* 9:147–160
 - Sae-Jung J, Chen XY, Phuong DM (2008) Error propagation modeling in GIS polygon overlay. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37:825–837
 - Sagoff M (2008) *The economy of the Earth: Philosophy, law, and the environment*. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge
 - Salas JD, Delleur JW, Yevjevich V, Lane WL (1980) *Applied modeling of hydrologic time series*. Water Resources Publication, Highland Ranch, Colorado
 - Šamonil P, Antolík L, Svoboda M, Adam D (2009) Dynamics of windthrow events in a natural fir-beech forest in the

- Carpathian mountains. *Forest Ecology and Management* 257:1148–1156
- Saunders S (2005) Complementarity and scientific rationality. *Foundations of Physics* 35:417–447
 - Savigear RAG (1965) A technique of morphological mapping. *Ann Assoc Am Geogr* 55:514–538
 - Schanze J, Trümper J, Burmeister C, Pavlik D, Kruhlov I (2011) A methodology for dealing with regional change in integrated water resources management. *Environ Earth Sci* 65:1405–1414
 - Scheidegger AE (2012) *Morphotectonics*. Springer, Berlin
 - Scheller RM, Domingo JB, Sturtevant BR, Williams JS, Rudy A, Gustafson EJ, Mladenoff DJ (2007) Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling* 201:409–419
 - Scheller RM, Mladenoff DJ (2004) A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: design, validation, and application. *Ecological Modelling* 180:211–229
 - Scheller RM, Mladenoff DJ (2006) An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecol* 22:491–505
 - Schmithüsen J (1948) “Fliesengefüge der Landschaft” und “Ökotyp”: Vorschläge zur begrifflichen Ordnung und zur Nomenklatur in der Landschaftsforschung. *Berichte zur Deutschen Landeskunde* 5:74–83
 - Schneider A, Friedl MA, McIver DK, Woodcock CE (2003) Mapping urban areas by fusing multiple sources of coarse resolution remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 12: 1377–1386
 - Schneider A, Friedl MA, Potere D (2010) Mapping global urban areas using MODIS 500-m data: New methods and datasets based on ‘urban ecoregions.’ *Remote Sensing of Environment* 114:1733–1746
 - Scholz RW, Steiner G (2015) Transdisciplinarity at the crossroads. *Sustain Sci* 10:521–526
 - Schowengerdt RA (2006) *Remote sensing: Models and methods for image processing*. Academic Press, London
 - Schreiber K-F (1990) The history of landscape ecology in Europe. In: Zonneveld IS, Forman RTT (eds) *Changing landscapes: An ecological perspective*. Springer, New York, pp 21–33
 - Schütt P, Schuck J, Stimm B (2007) *Lexikon der Baum- und Straucharten*. Nikol, Hamburg
 - Scull P, Franklin J, Chadwick OA, McArthur D (2003) Predictive soil mapping: a review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 27:171–197
 - Seamon D (1979). *A geography of the lifeworld*. Croom Helm, London
 - Seedre M, Kopáček J, Janda P, Bače R, Svoboda M (2015) Carbon pools in a montane old-growth Norway spruce ecosystem in Bohemian Forest: Effects of stand age and elevation. *Forest Ecology and Management* 346:106–113
 - Seeger J, Berendonk TU, Bernhofer C, Blumensaat F, Dombrowsky I, Fuehner C, Grundmann J, Hagemann N, Kalbacher T, Kopinke F-D, Liedl R, Leidel M, Lorz C, Makeschin F, Markova D, Niemann S, Röstel G, Schanze J, Scheifhacken N, Schuetze N, Siebert C, Stefan C, Strehlitz B, Teutsch G, Weigelt C, Weiß H, Kolditz O, Borchardt D, Krebs P (2014) Integrated water resources management under different hydrological, climatic and socio-economic conditions: results and lessons learned from a transdisciplinary IWRM project IWAS. *Environ Earth Sci* 72:4677–4687
 - Seidl R, Rammer W (2017) Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landscape Ecol* 32:1485–1498
 - Seidl R, Rammer W, Scheller RM, Spies TA (2012) An individual-based process model to simulate landscape-scale forest ecosystem dynamics. *Ecological Modelling* 231:87–100
 - Shary PA, Sharaya LS, Mitusov AV (2002) Fundamental quantitative methods of land surface analysis. *Geoderma* 107:1–32
 - Shepherd TG (2014) Atmospheric circulation as a source of uncertainty in climate change projections. *Nature Geosci* 7:703–708
 - Shifley SR, He HS, Lischke H, Wang WJ, Jin W, Gustafson EJ, Thompson JR, Thompson FR, Dijk WD, Yang J (2017) The past and future of modeling forest dynamics: from growth and yield curves to forest landscape models. *Landscape Ecol* 32:1307–1325
 - Shreve RL (1966) Statistical law of stream numbers. *The Journal of Geology* 74:17–37
 - Shvidenko A, Buksha I, Krakovska S, Lakyda P (2017) Vulnerability of Ukrainian forests to climate change. *Sustainability* 9:1152
 - Simon D, Schiemer F (2015) Crossing boundaries: complex systems, transdisciplinarity and applied impact agendas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 12:6–11
 - Sklenička P, Lhota T (2002) Landscape heterogeneity—a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* 58:147–156
 - Smaliychuk A, Kruhlov I (2010) Recent forest cover change in low mountain landscapes of Lviv Oblast (Ukrainian Carpathians). In: *Forum Carpaticum: Integrating nature and society towards sustainability*. Abstracts, International conference, Krakow, Poland, September 15–18, 2010, pp 46–47
 - Smaliychuk A, Kruhlov I (2013) Recent forest cover change in low mountain landscapes of Lviv Oblast in the

- Ukrainian Carpathians. In: Kozak J, Ostapowicz K, Bytnerowicz A, Wyżga B (eds) *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*. Springer Berlin Heidelberg, pp 669–682
- Smaliychuk A, Müller D, Prishchepov AV, Levers C, Kruhlov I, Kuemmerle T (2016) Recultivation of abandoned agricultural lands in Ukraine: Patterns and drivers. *Global Environmental Change* 38:70–81
 - Smith MJ, Paron P, Griffiths JS (2011) *Geomorphological mapping: Methods and applications*. Elsevier, Oxford
 - Soil Survey Division Staff (1993) *Soil survey manual*. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
 - Sørensen T (1936) Some ecosystemical characteristics determined by Raunkjær's circling method. In: *Nordiska (19. skandinaviska) naturforskarmötet i Helsingfors den 11-15 augusti 1936*. Helsingfors, pp 474–475
 - Sorooshian S, Dracup JA (1980) Stochastic parameter estimation procedures for hydrologic rainfall-runoff models: Correlated and heteroscedastic error cases. *Water Resour Res* 16:430–442
 - Spinoni J, Szalai S, Szentimrey T, Lakatos M, Bihari Z, Nagy A, Németh Á, Kovács T, Mihic D, Dacic M, Petrovic P, Kržič A, Hiebl J, Auer I, Milkovic J, Štěpánek P, Zahradníček P, Kilar P, Limanowka D, Pyrc R, Cheval S, Birsan M-V, Dumitrescu A, Deak G, Matei M, Antolovic I, Nejedlik P, Štastný P, Kajaba P, Bochníček O, Galo D, Mikulová K, Nabyvanets Y, Skrynyk O, Krakovska S, Gnatiuk N, Tolasz R, Antofie T, Vogt J (2015) Climate of the Carpathian Region in the period 1961–2010: climatologies and trends of 10 variables. *Int J Climatol* 35:1322–1341
 - Springer J, Holley D (2012) *An introduction to zoology*. Jones & Bartlett Publishers
 - Stallins JA (2006) Geomorphology and ecology: Unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology* 77:207–216
 - Stefunkova D, Cebecauer T (2006) Visibility analysis as a part of landscape quality assessment. *Ekologia (Bratislava)* 25:229–239
 - Steiner F (2008) *The living landscape: An ecological approach to landscape planning*. Second edition. Island Press, Washington, DC
 - Steinhardt U, Blumenstein O, Barsch H (2011) *Lehrbuch der Landschaftsökologie*. Springer-Verlag, Heidelberg
 - Steinhardt U, Herzog F, Lausch A, Müller E, Lehmann S (1999) Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. In: Pykh YA, Hyatt DE, Lenz RJ (eds) *Environmental Indices – System Analysis Approach*. EOLSS Publ., Oxford, pp 237–254
 - Steiniger S, Hunter AJS (2013) A scaled line-based kernel density estimator for the retrieval of utilization distributions and home ranges from GPS movement tracks. *Ecological Informatics* 13:1–8
 - Stevens FR, Gaughan AE, Linard C, Tatem AJ (2015) Disaggregating census data for population mapping using random forests with remotely-sensed and ancillary data. *PLOS ONE* 10:e0107042
 - Stoddart DR (1965) Geography and the ecological approach. The ecosystem as a geographic principle and method. *Geography* 50:242–251
 - Sturtevant BR, Gustafson EJ, Li W, He HS (2004) Modeling biological disturbances in LANDIS: a module description and demonstration using spruce budworm. *Ecological Modelling* 180:153–174
 - Sukopp H (1976) *Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland*. Schr-R f Vegetationskunde 9–27
 - Svoboda M, Janda P, Bače R, Fraver S, Nagel TA, Rejzek J, Mikoláš M, Douda J, Boublík K, Šamonil P, Čada V, Trotsiuk V, Teodosiu M, Bouriaud O, Biriš AI, Sýkora O, Uzel P, Zelenka J, Sedlák V, Lehejček J (2014) Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *J Veg Sci* 25:386–401
 - Syrbe R-U, Walz U (2012) Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators* 21:80–88
 - Szaro RC, Sexton WT, Malone CR (1998) The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 40:1–7
 - Tabik S, Zapata EL, Romero LF (2013) Simultaneous computation of total viewshed on large high resolution grids. *International Journal of Geographical Information Science* 27:804–814
 - Tansley AG (1935) The use and abuse of vegetation concepts and terms. *Ecology* 16:284–307
 - Tansley AG (1939) *The British Islands and their Vegetation*, First edition. Cambridge University Press, S.I.
 - Tasenkevich L, Kruhlov I, Kalinovych N, Inkín E, Puka E, Chernobay Yu, Veen P (2011) Inventory of grasslands of the Ukrainian Carpathians. State Natural History Museum, NAS of Ukraine, Lviv
 - Tavares Wahren F, Tarasiuk M, Mykhnovych A, Kit M, Feger K-H, Schwärzel K (2012) Estimation of spatially distributed soil information: dealing with data shortages in the Western Bug Basin, Ukraine. *Environmental Earth Sciences* 65:1501–1510
 - TEEB (2010) *The economy of ecosystems and biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of the TEEB*. Progress Press, Malta

- Thom D, Rammer W, Seidl R (2017a) Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Glob Change Biol* 23:269–282
- Thom D, Rammer W, Seidl R (2017b) The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. *Ecol Monogr* 87:665–684
- Thompson JA, Bell JC, Butler CA (2001) Digital elevation model resolution: effects on terrain attribute calculation and quantitative soil-landscape modeling. *Geoderma* 100:67–89
- Thompson JR (2011) *Empirical model building: Data, models, and reality*, 2nd edition. John Wiley & Sons, Hoboken, N.J
- Tobler WR, Deichmsnn U, Gottsegen J, Maloy K (1995) *The Global Demography Project*, National Center for Geographic Information and Analysis. University of California, Santa Barbara
- Todini E (2011) History and perspectives of hydrological catchment modelling. *Hydrology Research* 42:73–85
- Tränckner J, Helm B, Blumensaat F, Terekhanova T (2012) Integrated water resources management: Approach to improve river water quality in the Western Bug River Basin. In: Nałęcz T (ed) *Transboundary Aquifers in the Eastern Borders of The European Union*. Springer Netherlands, pp 61–78
- Tress B, Tress G, Fry G (2005) Defining concepts and the process of knowledge production in integrative research. In: *From Landscape Research to Landscape Planning: Aspects of Integration, Education and Application*. Frontis, Wageningen, pp 13–26
- Trewartha GT, Horn LH (1980) *An Introduction to Climate*. McGraw-Hill, New York
- Troll C (1950) Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. *Studium Generale* 4–5:163–181
- Troll C (1968) Landschaftsökologie. In: Tüxen R (ed) *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Junk Publishers, Hague, pp 1–21
- Tromp SW (1980) *Biometeorology - the impact of the weather and climate on humans and their environment (animals and plants)*. Heyden & Son Ltd, London
- Trotsiuk V, Hobi ML, Commarmot B (2012) Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *Forest Ecology and Management* 265:181–190
- Turner MG, Gardner RH (eds) (1991) *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer, New York
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) *Landscape ecology in theory and practice*. Springer, New York
- Turner MG, O'Neill RV, Gardner RH, Milne BT (1989) Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecol* 3:153–162
- Turner MG, Romme WH, Gardner RH, O'Neill RV, Kratz TK (1993) A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecol* 8:213–227
- Tüxen R (1956) Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew Pflanzensoz* 5–42
- Ulanowicz RE (2004) Quantitative methods for ecological network analysis. *Computational Biology and Chemistry* 28:321–339
- Umali BP, Oliver DP, Forrester S, Chittleborough DJ, Hutson JL, Kookana RS, Ostendorf B (2012) The effect of terrain and management on the spatial variability of soil properties in an apple orchard. *CATENA* 93:38–48
- UNCED (1992) *Agenda 21: United Nations Conference on Environment and Development*. Rio de Janeiro
- UNEP (United Nations Environmental Programme) (2009) *Ecosystem management programme: a new approach to sustainability*. Nairobi
- UNEP (United Nations Environmental Programme) (2015) *Success stories in mainstreaming ecosystem services into macro-economic policy and land use planning: Evidence from Chile, Trinidad and Tobago, South Africa and Viet Nam*. Nairobi
- United Nations (1992) *Convention on biological diversity*
- United Nations (2015a) *Paris Agreement*. Paris
- United Nations (2015b) *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. New York
- Urban DL, Minor ES, Trembl EA, Schick RS (2009) Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12:260–273
- US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2005) *Community-based watershed management: Lessons from the National Estuary Program*. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Uuemaa E, Mander Ü, Marja R (2013) Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators* 28:100–106
- Van der Linden S, Rabe A, Held M, Wirth F, Suess S, Okujeni A, Hostert P (2014) *imageSVM Classification, Manual for application: imageSVM version 3.0*. Humboldt-Universitaet zu Berlin, Berlin
- Van Niel KP, Austin MP (2007) Predictive vegetation modeling for conservation: impact of error propagation from digital elevation data. *Ecological Applications* 17:266–280

- VanDerWal J, Shoo LP, Graham C, Williams SE (2009) Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220:589–594
- Verburg PH, Asselen S van, Zanden EH van der, Stehfest E (2012) The representation of landscapes in global scale assessments of environmental change. *Landscape Ecol* 28:1067–1080
- Verburg PH, Overmars KP (2009) Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol* 24:1167
- Verburg PH, Soepboer W, Veldkamp A, Limpiada R, EspaldonSPALDON V, Matsura S (2002) Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model. *Environmental Management* 30:391–405
- Verstappen HT, Zuidam RA van, Meijerink AMJ, Nossin JJ (1991) The ITC system of geomorphologic survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards. ITC, Enschede
- Vittoz P, Engler R (2008) Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Bot Helv* 117:109–124
- Vogt JV, Viau AA, Paquet F (1997) Mapping regional air temperature fields using satellite-derived surface skin temperatures. *Int J Climatol* 17:1559–1579
- Vogt P, Riitters KH, Estreguil C, Kozak J, Wade TG, Wickham JD (2006) Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecol* 22:171–177
- Walker B, Holling CS, Carpenter S, Kinzig A (2004) Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9
- Walker PA (2005) Political ecology: where is the ecology? *Progress in Human Geography* 29:73–82
- Walter H (1994) *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geo-biosphere*, 3rd edition. Springer, Berlin
- Walz U, Stein C (2014) Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22:279–289
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987) *Our common future*. Oxford University Press, London
- Webb NP, Herrick JE, Duniway MC (2014) Ecological site-based assessments of wind and water erosion: informing accelerated soil erosion management in rangelands. *Ecological Applications* 24:1405–1420
- Weiskittel AR, Hann DW, Kershaw JA, Vanclay JK (2011) *Forest growth and yield modeling*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK
- Weiss AD (2001) Topographic position and landform analysis. Poster presentation at ESRI User Conference. San Diego, CA
- Wendt RC, Corey RB (1980) Phosphorus variations in surface runoff from agricultural lands as a function of land Use. *Journal of Environmental Quality* 9:130–136
- White MA, Thornton PE, Running SW, Nemani RR (2000) Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME–BGC terrestrial ecosystem model: Net primary production controls. *Earth Interact* 4:1–85
- White MJ, Storm DE, Busted PR, Smolen MD, Zhang H, Fox GA (2010) A quantitative phosphorus loss assessment tool for agricultural fields. *Environmental Modelling & Software* 25:1121–1129
- Whitehead K, Hugenholtz CH, Myshak S, Brown O, LeClair A, Tamminga A, Barchyn TE, Moorman B, Eaton B (2014) Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: scientific and commercial applications. *J Unmanned Veh Sys* 02:86–102
- Whittaker RH (1975) *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York
- Wielemaker WG, de Bruin S, Epema GF, Veldkamp A (2001) Significance and application of the multi-hierarchical landsystem in soil mapping. *CATENA* 43:15–34
- Wiken EB (1986) *Terrestrial ecozones of Canada*. Environment Canada, Hull
- Willmott CJ, Matsuura K (1995) Smart interpolation of annually averaged air temperature in the United States. *J Appl Meteor* 34:2577–2586
- Wolfram S (1984) Cellular automata as models of complexity. *Nature* 311:419–424
- Wong CP, Jiang B, Kinzig AP, Lee KN, Ouyang Z (2015) Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecol Lett* 18:108–118
- Woodruff NP, Siddoway FH (1965) A wind erosion equation. *Soil Science Society of America Proceedings* 29:602–608
- Wu J (2013) Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecol* 28:999–1023
- Vulder MA, White JC, Loveland TR, Woodcock CE, Belward AS, Cohen WB, Fosnight EA, Shaw J, Masek JG, Roy DP (2016) The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. *Remote Sensing of Environment* 185:271–283
- Wynne-Edwards VC (1965) Self-regulating systems in populations of animals. *Science* 147:1543–1548
- Xie Y, Sha Z, Yu M (2008) Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *J Plant Ecol* 1:9–23

- Xu T, Hutchinson MF (2013) New developments and applications in the ANUCLIM spatial climatic and bioclimatic modelling package. *Environmental Modelling & Software* 40:267–279
- Xue Y, Sellers PJ, Kinter JL, Shukla J (1991) A simplified biosphere model for global climate studies. *J Climate* 4:345–364
- Yang ZF, Yan Y, Liu Q (2012) The relationship of streamflow-precipitation-temperature in the Yellow River Basin of China during 1961–2000. *Procedia Environmental Sciences* 13:2336–2345
- Yitayew M, Pokrzywka SJ, Renard KG (1999) Using GIS for facilitating erosion estimation. *Applied Engineering in Agriculture* 15:295–301
- Yoshino MM (1975) *Climate in a small area: in introduction to local meteorology*. University of Tokyo Press, Tokyo
- Youssef F, Visser S, Karssenbergh D, Bruggeman A, Erpul G (2012) Calibration of RWEQ in a patchy landscape; a first step towards a regional scale wind erosion model. *Aeolian Research* 3:467–476
- Yu C, Lee J, Munro-Statsuk MJ (2003) Extensions to least-cost path algorithms for roadway planning. *International Journal of Geographical Information Science* 17:361–376
- Zeng DH, Hu YL, Chang SX, Fan ZP (2008) Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. *Plant Soil* 317:121–133
- Zerbe S (1998) Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. *Applied Vegetation Science* 1:165–172
- Zhou W, Huang G, Cadenasso ML (2011) Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 102:54–63
- Zhu A-X (1997) A similarity model for representing soil spatial information. *Geoderma* 77:217–242

Круглов І (2020) Трансдисциплінарна геоєкологія: монографія. ЛНУ ім І Франка, Львів. 292 сс

Ґрунтовий розріз до інвентаризаційної ділянки оселища (ІД) _____

[illegible]

Генетичний (під-)тип ґрунту: _____

Потужність (см – до ґрунтозв. породи) _____ Скелетність: _____

Гранулометр. А горизонту _____

Огласня _____

Змитість: _____

Грунтоутворна порода: (генезис, текстура, літологія): _____

Підстилаючі відкл. _____

Глибина ґрунтових вод (м) _____

Примітки: _____

Додаток 2

ФОРМА 2. Бланк польового опису екотопу

(за: Круглов та ін., 2012 з незначними змінами)

ІД полігону _____

Автор _____ Дата _____ Фото _____

Лист польового планшету _____ ІД ділянок _____

Типи оселищ, які зустрічаються у межах картувального полігону

№	Код оселища	Частка площі (%)	Примітка

Коорд. центр. X(λ) _____ У(φ) _____ Зона UTM _____ Абс. висота _____ м
Місцерозташ. _____

Тип землекористування: Сільськогосподарська земля, Житлова територія, Громадська територія, Землі резерву, Природоохоронна територія, Оздоровчо-санаторна територія, Рекреаційна територія, історично-культурна територія, Лісгосподарська земля, Водогосподарська територія, Виробнича територія, Землі транспорту та інженерної інфраструктури, Спеціальні території, Інше (вписати) _____

Тип власності: Державна, Комунальна, Приватна, Невідомо

Стан землекористування: Покинута, Пасовище, Сінокіс, Рубка вибіркова / догляду, Інше (вписати) _____

Частка площі косіння / випасання: 0-5% 5-10% 10-30% 30-75% 95-100%

Частка площі під ріллею: 0% 1-10% 10-25% 25-50% 50-100%

Тип рельєфу: _____

Стан дренажності: Осушення та водокористування відсутні, Ознаки осушення без зміни рослинності, Періодичне осушення / початок зміни рослинності, Добре виражені осушення та присутність нетипових видів, Суцільне осушення

Природність водотоків: Водотік є у цілком природному стані, Водотік переважно у природному стані з незначними змінами прибережної рослинності, Водотік частково зарегульований та можливо зі змінами рослинності, Водотік зарегульований з регулярно чистою та зрізанням рослинності, Водотік каналізований

Загрози та впливи _____

Додаток 3

Словник концептуальних геоекологічних термінів

Біотоп (англ.: *biotope*) – сукупність біотичних *компонентів екологічних екотопу*.

Геопростір (географічний простір; англ.: *geospace, geographic space*) – квазідвовимірний простір земної поверхні. Положення та диференціацію явищ у геопросторі описують за допомогою пари географічних (кутових) або проєкційних (прямокутних) координат. Мінімальна площа об'єкта, який досліджують з огляду на його конфігурацію у геопросторі, становить $\sim 10^4$ м².

Геосистема (геопросторова система, географічна система, географічна модель; англ.: *geosystem, geospatial system, geographic system, geographic model*) – 1) загальний теоретичний об'єкт географії, продукт геопросторового підходу (див. *підхід геопросторовий*) – морфологічна модель (див. *система морфологічна*) явища земної поверхні, зокрема *комплекс геоекологічного*, яка відображає його диференційованість у *геопросторі*. Тепер геосистеми реалізують як цифрові геодані засобами геоматики. 2) Поза системним підходом – те саме, що *комплекс геопросторовий*.

Геосистема дискретна (дискретна геосистема; англ.: *discrete geosystem*) – *геосистема*, яка складається з *компонентів геопросторових* з геометрією пунктів, ліній або ареалів. Її реалізують переважно за допомогою векторної моделі цифрових геоданих. Антиподом дискретної геосистеми є *геосистема континуальна*.

Геосистема категорійна (категорійна геосистема, якісна геосистема; англ.: *categorical geosystem, qualitative geosystem*) – *геосистема дискретна*, у якій атрибутами *компонентів геопросторових* є категорійні (якісні) характеристики. Антиподом категорійної геосистеми є *геосистема числова*.

Геосистема континуальна (континуальна геосистема; англ.: *continuous geosystem*) – *геосистема* у вигляді поля числових значень. Її реалізують переважно за допомогою растрової моделі цифрових геоданих. Антиподом континуальної геосистеми є *геосистема дискретна*.

Геосистема числова (числова геосистема, кількісна геосистема; англ.: *numerical geosystem, quantitative geosystem*) – *геосистема континуальна* або *геосистема дискретна*, у якій атрибутами *компонентів геопросторових* є числові (кількісні) характеристики. Антиподом числової геосистеми є *геосистема категорійна*.

Геоекологія (геопросторова екологія, географічна екологія; англ.: *geoecology, geospatial ecology, geographic ecology*) – наука про Землю і довкілля, яка базується на геопросторовому (див. *підхід геопросторовий*) та екологічному (див. *підхід екологічний*) підходах. Її реальним (емпіричним) об'єктом є *комплекс геоекологічний*, а теоретичними об'єктами – різні типи *геоекосистем*. Предмети дослідження геоекології асоціюють з выводами *геоекосистем* як процесними моделями (див. *система процесна*). Методи геоекології опираються на технологію геоматики, а практичні завдання лежать у сфері підтримки сталого розвитку як оптимізації екосистемних послуг. Геоекологія може бути як багатодисциплінарним науковим напрямом (див. *геоекологія багатодисциплінарна*), так і єдиною інтегрованою наукою (див. *геоекологія інтегрована*).

Геоекологія багатодисциплінарна (багатодисциплінарна геоекологія; англ.: *multidisciplinary geoecology*) – сім'я географічних дисциплін, які використовують *підхід екологічний*, але не мають єдиної концептуально-теоретичної основи, зокрема єдиного теоретичного об'єкта дослідження.

Геоекологія інтегрована (інтегрована геоекологія, комплексна геоекологія; англ.: *integrated geoecology*) – те саме, що *геоекологія міждисциплінарна* або *геоекологія трансдисциплінарна*.

Геоекологія міждисциплінарна (міждисциплінарна геоекологія; англ.: *interdisciplinary geoecology*) – *геоекологія*, яка поєднує фізичні, біологічні та суспільні географічні дисципліни за допомогою єдиного концептуально-теоретичного апарату, зокрема єдиного теоретичного об'єкта дослідження – *геоекосистеми тотальної*.

Геоекологія трансдисциплінарна (трансдисциплінарна геоекологія; англ.: *transdisciplinary geoecology*) – *геоекологія міждисциплінарна*, орієнтована на суспільну кон'юнктуру – тісну співпрацю зі стейкхолдерами для оптимізації екосистемних послуг у проєктах територіального розвитку.

Геоєкосистема (ГЕС, геопросторова екосистема, географічна екосистема, геоекологічна модель; англ.: *geocosystem, GES, geospatial ecosystem, geographic ecosystem, geoecological model*) – 1) загальний теоретичний об'єкт *геоекології*, продукт *підходу геопросторового* та *підходу екологічного* – геопросторова процесна модель (див. *система процесна*) *комплексу геоекологічного*. Вводами (контролюючими компонентами) та виводом (контрольованим компонентом) ГЕС є *геосистеми*. Процесні відношення між компонентами ефективно реалізують за допомогою функцій алгебри карт географічних інформаційних систем. Концепція ГЕС об'єднує найрізноманітніші геопросторові процесні моделі біофізичних та суспільно-біофізичних комплексів. За загальними ознаками розрізняють *геоекосистеми*: *дискретні* або *континуальні*; *категорійні* або *числові*; *морфогенні* або *трансморфогенні*; *статичні* (зокрема *квазідинамічні*) або *динамічні*. За дисци-

плінарним спрямуванням виділяють *геоекосистеми*: *тотальні*, *базові* та *спеціальні*. 2) Поза системним підходом – те саме, що *комплекс геоекологічний*, зокрема *ландшафт*.

Геоекосистема базова (базова геоекосистема, Б-ГЕС, базова геоекологічна модель; англ.: *base geoecosystem, B-GES, base geoeological model*) – один із теоретичних об'єктів *геоекології інтегрованої*, загальна міждисциплінарна (див. *підхід міждисциплінарний*) модель *ландшафту – геоекосистема категорійна морфогенна статична*, яка відображає генетичні відношення між найсуттєвішими фізичними, біотичними та суспільними властивостями ландшафту. Її вводами (контролюючими компонентами) є *геосистеми* геолого-геоморфологічних умов, клімату та землекористування (фізіономії наземного покриву), а виводом (контрольованим компонентом) – геосистема *покриву наземного*. Вивід Б-ГЕС слугує одним із виводів для *геоекосистем спеціальних* і в такий спосіб інтегрує їх у рамках *геоекосистеми тотальної*.

Геоекосистема динамічна (динамічна геоекосистема, динамічна геоекологічна модель; англ.: *dynamic geoecosystem; dynamic geoeological model*) – *геоекосистема*, яка симулює просторово-часові зміни у *комплексі геоекологічному* (див. *ландшафту динаміка*). Динамічна геоекосистема відображає зміни комплексу через один або кілька репрезентативних (провідних) фізичних, біотичних або суспільних ландшафтних процесів – послідовних змін у відповідних *компонентах екологічних*. Виводом динамічної геоекосистеми є хронологічна серія *геосистем*, які відображають послідовність дискретних станів (див. *геоекосистеми динамічний стан*) досліджуваного екологічного компонента. На відміну від екологічних динамічних моделей, динамічні геоекосистеми відображають також зміни у геопросторовій організації ландшафту. Для реалізації динамічних геоекосистем застосовують спеціалізоване програмне забезпечення – ландшафтні симулятори. Антиподом динамічної геоекосистеми є *геоекосистема статична*.

Геоекосистеми динамічної (квазидинамічної) стан (стан динамічної геоекосистеми, стан геоекосистеми, часовий зріз геоекосистеми; англ.: *dynamic geoecosystem state, geoecosystem state*) – компонент динамічної (часової) структури *геоекосистеми* – параметри виводу динамічної або квазидинамічної геоекосистеми у певний момент часу або протягом певного відрізка часу.

Геоекосистема дискретна (дискретна геоекосистема; англ.: *discrete geoecosystem*) – *геоекосистема*, виводом якої є *геосистема дискретна*. Антиподом дискретної геоекосистеми є *геоекосистема континуальна*.

Геоекосистема категорійна (категорійна геоекосистема, якісна геоекосистема; англ.: *categorical geoecosystem, qualitative geoecosystem*) – *геоекосистема*, виводом якої є *геосистема категорійна*. Антиподом категорійної геоекосистеми є *геоекосистема числова*.

Геоекосистема квазидинамічна (квазидинамічна геоекосистема, квазидинамічна геоекологічна модель; англ.: *quasi-dynamic geoecosystem, quasi-dynamic geoeological model*) – *геоекосистема статична*, яка відображає більше ніж один *ландшафту динамічний стан*, визначений емпірично.

Геоекосистема континуальна (континуальна геоекосистема; англ.: *continuous geoecosystem*) – *геоекосистема*, виводом якої є *геосистема континуальна*. Антиподом континуальної геоекосистеми є *геоекосистема дискретна*.

Геоекосистема морфогенна (морфогенна геоекосистема; англ.: *morphogenic geoecosystem*) – один із загальних класів *геоекосистем дискретних* або *континуальних*, вводи яких поєднані за допомогою локальної або зональної функції алгебри карт. Отже, вивід морфогенної геоекосистеми успадковує геопросторову конфігурацію вводів і відображає морфологічну неоднорідність ландшафту як поєднання *компонентів екологічних*. Антиподом морфогенної геоекосистеми є *геоекосистема трансморфогенна*.

Геоекосистема потенційна природна (потенційна природна геоекосистема, природна геоекосистема; англ.: *potential natural geoecosystem, natural geoecosystem*) – *геоекосистема*, виводом або вводом якої є *геосистема покриву наземного потенційного природного*.

Геоекосистема спеціальна (спеціальна геоекосистема, С-ГЕС; англ.: *special geoecosystem, S-GES*) – один із теоретичних об'єктів *геоекології інтегрованої*, гармонізована дисциплінарна (див. *підхід дисциплінарний*) модель *ландшафту – геоекосистема дискретна* або *континуальна*, *числова* або *категорійна*, *морфогенна* або *трансморфогенна*, *динамічна* або *статична*, яка деталізовано відображає певну фізичну, біотичну або суспільну властивість ландшафту. Одним із виводів С-ГЕС повинен бути вивід *геоекосистеми базової*, який забезпечує інтеграцію різних С-ГЕС у рамках *геоекосистеми тотальної*. С-ГЕС реалізують за допомогою наявних ландшафтних симуляторів (див. також *геоекосистема динамічна*).

Геоекосистема статична (статична геоекосистема, статична геоекологічна модель; англ.: *static geoecosystem, static geoeological model*) – *геоекосистема*, яка не може симулювати просторово-часові зміни у *комплексі геоекологічному*. Тому вона відображає один або більше *ландшафту динамічний стан*, визначений емпірично. Варіантом статичної геоекосистеми є *геоекосистема квазидинамічна*.

Геоекосистема тотальна (тотальна геоекосистема, Т-ГЕС; англ.: *total geoecosystem, T-GES*) – основний теоретичний об'єкт *геоекології інтегрованої*, мережна міждисциплінарна (див. *підхід міждисциплінарний*) модель *ландшафту* – поєднання різноманітних *геоекосистем спеціальних* (С-ГЕС) на основі *геоекосистеми базової* (Б-ГЕС) – вивід Б-ГЕС одночасно слугує одним із виводів для С-ГЕС. Крім того, С-ГЕС можуть мати інші

спільні вводи. Такий підхід реалізують за допомогою географічної інформаційної системи, у якій зберігають вводи та виводи Б-ГЕС та усіх С-ГЕС у вигляді цифрових геоданих. Т-ГЕС можна постійно розширювати за допомогою нових С-ГЕС, які делімітують відповідно до накопичення нових знань про ландшафт.

Геоекосистема трансморфогенна (трансморфогенна геоекосистема, потокова геоекосистема; англ.: *transmorphogenic geocosystem, flow geocosystem*) – **геоекосистема дискретна** або **континуальна**, вводи якої поєднані за допомогою глобальної функції алгебри карт. Отже, вивід трансморфогенної геоекосистеми відображає певні околиці як функцію віддаленості від осередків, представлених одним із вводів. У такий спосіб трансморфогенна геоекосистема передає поширення латеральних ландшафтних потоків, які починаються або закінчуються в осередках і охоплюють ділянки з різною морфологією (різним поєднанням **компонентів екологічних**) у межах околів. Антиподом трансморфогенної геоекосистеми є **геоекосистема морфогенна**.

Геоекосистема числова (числова геоекосистема, кількісна геоекосистема; англ.: *numeric geocosystem, quantitative geocosystem*) – **геоекосистема**, виводом якої є **геосистема числова**. Антиподом числової геоекосистеми є **геоекосистема категорійна**.

Геоекосистема фактична (фактична геоекосистема; англ.: *actual geocosystem*) – **геоекосистема**, виводом або вводом якої є **геосистема покриву наземного фактичного**.

Горизонт екологічний (екологічний горизонт, екологічний шар; англ.: *ecological horizon, ecological tier, ecological layer*) – компонент вертикальної (радіальної) просторової організації **комплексу гео-екологічного**, зокрема **ландшафту** (див. **ландшафту морфологія**). Екологічні горизонти відображають зміну співвідношень між **компонентами екологічними** за вектором гравітації. Їх досліджують у межах **еконів**.

Екологія (англ.: *ecology*) – багатодисциплінарний напрям, а також інтегрована наука, про довкілля організмів, зокрема людей, як біофізичного або суспільно-біофізичного комплексу (див. **комплекс екологічний**). Теоретичними об'єктами екології є різні типи **екосистем**.

Екон (англ.: *econ*) – просторова одиниця субгеографічної розмірності **геоекосистеми** – ареал з площею, меншою за 10^4 м², який є об'єктом емпіричного (польового) дослідження відношень між **компонентами екологічними** та вертикальної організації ландшафту (див. також **горизонт екологічний**).

Екорегіон (англ.: *ecoregion*) – загальна назва для ієрархічних просторових одиниць регіональної та субглобальної розмірностей **геоекосистеми базової** – мозаїка різних категорій **покриву наземного** у межах морфотектонічного ареалу (макрорельєфу морфоструктури або мегарельєфу морфотектури). На підставі морфоструктур різного порядку розрізняють мікро-, мезо- та макроекорегіони, а на підставі морфотектур – мега-, супермега- та континентальні або океанічні екорегіони.

Екосистема (екологічна система, екологічна модель; англ.: *ecosystem, ecological system, ecological model*) – 1) загальний теоретичний об'єкт екології, продукт екологічного підходу (див. **підхід екологічний**) – процесна модель (див. **система процесна**) **комплексу екологічного**. Компоненти екосистеми повинні відображати як фізичні, так і біотичні або суспільні властивості екологічного комплексу. Екосистеми ефективно реалізують за допомогою інформаційних технологій. 2) Поза системним підходом – те саме, що **комплекс екологічний**.

Екосистема біотична (біотична екосистема, біоекосистема; англ.: *biotic ecosystem, bioecosystem*) – теоретичний об'єкт біоекології – **екосистема**, вивід (контрольований компонент) якої відображає певну біотичну властивість **комплексу екологічного**.

Екосистема суспільна (суспільна екосистема, соціоекосистема; англ.: *social ecosystem, socioecosystem*) – теоретичний об'єкт суспільної екології (соціоекології) – **екосистема**, вивід (контрольований компонент) якої відображає певну суспільну властивість **комплексу екологічного**, зокрема як екосистемну послугу.

Екосистема фізична (фізична екосистема; англ.: *physical ecosystem*) – теоретичний об'єкт фізичної екології – **екосистема**, вивід (контрольований компонент) якої відображає певну фізичну властивість **комплексу екологічного**.

Екосфера (англ.: *ecosphere*) – глобальна **геоекосистема**.

Екотоп (англ.: *ecotope*) – елементарна ієрархічна просторова одиниця локальної розмірності **геоекосистеми базової** – ареал однієї категорії **покриву наземного** у межах елемента мезорельєфу.

Екохора (англ.: *ecochore*) – загальна назва гетерогенних ієрархічних просторових одиниць локальної розмірності **геоекосистеми базової** – мозаїки різних категорій **покриву наземного** у межах ареалів мезорельєфу. Мікро-, мезо- та макроекохори виділяють відповідно на підставі елементів, форм і асоціацій форм мезорельєфу.

Комплекс (англ.: *complex*) – реальний (емпіричний) об'єкт наукового дослідження – явище з усвідомленою складною сутністю. Інструментами і продуктами наукового пізнання комплексу є різні типи **систем**.

Комплекс геоекологічний (геоекологічний комплекс; англ.: *geoecological complex*) – реальний (емпіричний) об'єкт геоекології – складне поєднання фізичних, біотичних і суспільних явищ земної поверхні, яке диференційоване у **геопросторі** та часі. Інструментами і продуктами наукового пізнання геоекологічного комплексу є різні типи комплементарних **геоекосистем**. Голістичний (цілісний) науковий образ геоекологічного комплексу забезпечує **геоекосистема тотальна**. Субстанційну (екологічну) організацію геоекологічного комплексу концептуалізують як складне поєднання різних форм матерії, яке досліджують за допомогою **підходу екологічного** (див. також **ландшафту екологія**). Крім того, розрізняють просторову (див. **ландшафту морфоло-**

зія) та часову (див. *ландшафту динаміка*) організації, які відображають уявлення про диференційованість субстанції геоecологічного комплексу у просторі та часі.

Комплекс геопросторовий (геопросторовий комплекс, географічний комплекс, геокомплекс; англ.: *geospatial complex, geographic complex, geocomplex*) – реальний (емпіричний) об'єкт географії – будь-яке явище, або поєднання явищ, земної поверхні, яке досліджують з огляду на його диференційованість у *геопросторі*. Інструментами і продуктами наукового пізнання геопросторового комплексу є різні типи комплементарних *геосистем*.

Комплекс екологічний (екологічний комплекс, біофізичний комплекс, суспільно-біофізичний комплекс; англ.: *ecological complex, biophysical complex, socio-biophysical complex*) – реальний (емпіричний) об'єкт екології – складне поєднання фізичних, біотичних і суспільних явищ земної поверхні або мікрокосмів (довкілля людини та інших організмів), які досліджують з огляду на причинно-наслідкові зв'язки між ними. Інструментами і продуктами наукового пізнання екологічного комплексу є різні типи комплементарних *екосистем*.

Компонент (геоекосистеми) динамічний (динамічний компонент, часовий компонент; англ.: *dynamic component, temporal component*) – те саме, що *геоекосистеми динамічної стан* (див. також *ландшафту динаміка*).

Компонент геопросторовий (геопросторовий компонент, географічний компонент, геометричний компонент, геокомпонент; англ.: *geospatial component, geographic component, geometric component, geocomponent*) – складова геопросторової структури *геоекосистеми* або *геосистеми дискретної*, яка має геометрію пункту, лінії або ареалу і відображає положення (межі) явища земної поверхні у *геопросторі* (див. також *ландшафту морфологія*). Геопросторові компоненти виділяють по-різному – залежно від мети дослідження та доступних даних і методів. Іноді їх представляють ієрархічно на підставі уявлень про ранги форм рельєфу (див. *екотон, екохора, екорегіон*), водотоків і водозборів, адміністративних територіальних одиниць тощо.

Компонент екологічний (екологічний компонент, субстанційний компонент; англ.: *ecological component, substantial component*) – складова субстанційної організації *геоекосистеми* або *екосистеми*, яка відображає певну фізичну, біотичну або суспільну властивість *комплексу геоecологічного* або *екологічного* (див. також *ландшафту екологія*). Екологічні компоненти виділяють по-різному – залежно від мети дослідження та доступних даних і методів. У *геоекосистемах* екологічні компоненти представляють як диференційовані у *геопросторі* за допомогою *геосистем*.

Континуум геоecологічний (геоекологічний континуум; англ.: *geoecological continuum*) – поступовість переходів (відсутність однозначно детермінованих меж) у властивостях *комплексу геоecологічного*. Континуальними є субстанція геоecологічного комплексу, – складне різноманіття форм матерії земної поверхні, які перетікають одна в одну, – а також її просторова та часова диференційованість. У процесі делімітації *геоекосистем* геоecологічний континуум фрагментують на дискретні *компоненти екологічні, геопросторові та динамічні*.

Ландшафт (англ.: *landscape*) – суходільний *комплекс геоecологічний* локальної або регіональної геопросторової розмірності.

Ландшафту динаміка (динаміка ландшафту, ландшафтна динаміка, зміна ландшафту; англ.: *landscape dynamics, landscape change*) – будь-які зміни у ландшафті; його часова організованість, яку концептуалізують як складне поєднання різноманітних фізичних, біотичних та суспільних континуальних процесів (послідовних змін), що постійно перетворюють субстанцію та морфологію ландшафту. Циклічну (повторювану) складову ландшафтних процесів асоціюють з *ландшафту функціонуванням*, а односпрямовану (тренд) – з *ландшафту еволюцією*. Рушіями ландшафтною динаміки є *ландшафту сукцесія та ландшафту дистурбації*. Динаміку ландшафту відображають та досліджують на прикладі одного або кількох репрезентативних (провідних) процесів (фізичних, біотичних або суспільних) як послідовність дискретних станів (див. *ландшафту динамічний стан*) за допомогою *геоекосистем динамічних* або *квазидинамічних*. Динаміка ландшафту розширює концепцію динаміки *комплексу екологічного* аспектом змін у *геопросторі*. Основоположними для ландшафтною динаміки є також уявлення про *ландшафту: інваріант, резильєнтність, резистентність та стабільність*.

Ландшафту динамічний стан (динамічний стан ландшафту, часовий зріз ландшафту; англ.: *landscape dynamic state*) – екологічна (див. *ландшафту екологія*) та морфологічна (див. *ландшафту морфологія*) організованість *ландшафту* в певний момент часу або протягом певного відрізка часу. Розрізняють відносно короткотривалі функціональні (повторювані) та відносно довготривалі еволюційні (неповторювані) стани ландшафту. Стани ландшафту визначають по-різному – залежно від особливостей дослідження. Їх відображають на підставі репрезентативного (провідного) процесу за допомогою *геоекосистем динамічних* або *квазидинамічних* (див. також *геоекосистеми динамічної стан*).

Ландшафту дистурбація (дистурб(а)ція ландшафту, збурення ландшафту; англ.: *landscape disturbance*) – активний *ландшафту фактор* (зовнішній чинник), який спричинює заміну *ландшафту функціонування* стабільного на нестабільне.

Ландшафту еволюція (еволюція ландшафту, розвиток ландшафту; англ.: *landscape evolution, landscape development*) – сукупність односпрямованих (неповторюваних) змін у ландшафті, результатом яких може бути заміна *ландшафту інваріанта*. Рушієм еволюції є *ландшафту сукцесія*; а також *ландшафту дис-*

турбацій, які прискорюють сукцесію, а в окремих випадках призводять до стрибкоподібної заміни інваріанта ландшафту – революції ландшафту. Еволюцію ландшафту переважно досліджують на прикладі одного або кількох репрезентативних (провідних) процесів за допомогою *геоекосистем динамічних* або *квазідинамічних*.

Ландшафту інваріант (інваріант ландшафту; англ.: *landscape invariant*) – важлива, відносно стабільна, властивість, або сукупність властивостей, ландшафту, яка фіксує його поточний еволюційний стан. Зміна цієї властивості знаменує перехід ландшафту в інший еволюційний стан, тобто заміну одного ландшафту іншим. Інваріант ландшафту визначають по-різному – залежно від особливостей дослідження (див. також *геоекосистеми динамічної стан*).

Ландшафту резильєнтність (резильєнтність ландшафту, стійкість ландшафту; англ.: *landscape resilience*) – здатність відновлювати стабільне *ландшафту функціонування* після дистурбації (див. *ландшафту дистурбація*). Резильєнтність ландшафту визначають не загалом, а для кожної категорії дистурбацій окремо за допомогою *геоекосистем динамічних* і *квазідинамічних*.

Ландшафту резистентність (резистентність ландшафту, опірність ландшафту; англ.: *landscape resistance*) – здатність ландшафту витримувати дистурбації (див. *ландшафту дистурбація*) без зміни стабільного функціонування на нестабільне (див. *ландшафту функціонування*). Резистентність ландшафту визначають не загалом, а для кожної категорії дистурбацій окремо за допомогою *геоекосистем динамічних* і *квазідинамічних*.

Ландшафту стабільність (стабільність ландшафту; англ.: *landscape stability*) – здатність ландшафту витримувати дистурбації (див. *ландшафту дистурбація*) без порушень стабільного функціонування або спроможність ландшафту відновлювати стабільне функціонування після дистурбацій. Отже, уявлення про стабільність ландшафту поєднує ідеї *ландшафту резильєнтності* та *резистентності*. Стабільність ландшафту визначають не загалом, а для кожної категорії дистурбацій окремо за допомогою *геоекосистем динамічних* і *квазідинамічних*.

Ландшафту сукцесія (сукцесія ландшафту, ландшафтна сукцесія; англ.: *landscape succession*) – *ландшафту еволюція* в умовах стабільного *ландшафту функціонування*, його саморозвиток. Поняття ландшафтної сукцесії розширює ідею екологічної сукцесії уявленням про еволюцію геопросторової організації геоecологічних комплексів під впливом саморозвитку.

Ландшафту функціонування (функціонування ландшафту; англ.: *landscape functioning*) – сукупність циклічних (повторюваних) змін у ландшафті. Важливим фактором функціонування ландшафту можуть бути *ландшафту дистурбації*, які спричиняють заміну стабільного функціонування (англ.: *stable functioning*) на нестабільне функціонування (англ.: *variable functioning*). Стабільне функціонування ландшафту, на відміну від нестабільного, характерне процесами з постійними частотами та амплітудами. Функціонування ландшафту переважно досліджують на прикладі одного або кількох репрезентативних (провідних) процесів за допомогою *геоекосистем динамічних* і *квазідинамічних*.

Ландшафту екологія (екологія ландшафту, екологічна організація ландшафту, ландшафтна екологія; англ.: *landscape ecology*) – 1) субстанційна (екологічна) організованість *ландшафту*, яку уявляють як складне поєднання різних форм матерії, що перетікають одна в одну і формують *континуум геоecологічний*. Організацію ландшафтної субстанції відображають і досліджують за допомогою різних типів комплементарних *геоекосистем* як множини *компонентів екологічних*, диференційованих у *геопросторі* (і тому представлених *геосистемами*) та поєднаних процесними відношеннями (див. *система процесна*). 2) Розділ *геоекології*, який стосується дослідження *ландшафтів* загалом.

Ландшафту морфологія (морфологія ландшафту, ландшафтна морфологія, просторова організація ландшафту; англ.: *landscape morphology*) – просторова організованість субстанції *ландшафту*. Її уявляють як *континуум геоecологічний*, який диференційований як у *геопросторі* («по горизонталі»), так і за вектором гравітації («по вертикалі»). Геопросторову організованість ландшафту відображають і досліджують за допомогою різних типів комплементарних *геоекосистем* та *геосистем*. За вектором гравітації геоecологічний континуум розділяють на *горизонти екологічні*.

Ландшафту фактор (фактор ландшафту; англ.: *landscape factor*) – обставина, сформована поза просторовими або/і часовими межами *ландшафту*, яка пасивно або активно впливає на його *екологію*, *морфологію* та *динаміку*.

Модель – спрощений образ складної реальності. Наукова модель – те саме, що *система*.

Підхід геопросторовий (геопросторовий підхід, географічний підхід; англ.: *geospatial approach, geographic approach*) – науковий підхід, за якого явища земної поверхні інтерпретують як *геосистеми* або *геоекосистеми*.

Підхід багатодисциплінарний (багатодисциплінарний підхід, мультидисциплінарний підхід; англ.: *multidisciplinary approach*) – науковий підхід, за якого *комплекс* досліджують з позицій двох або більше наукових дисциплін. Кожна з таких дисциплін делімітує свою *систему* на підставі власних концептуально-теоретичних уявлень і вивчає її своїми методами самостійно.

Підхід дисциплінарний (дисциплінарний підхід, однодисциплінарний підхід; англ.: *disciplinary approach*,

monodisciplinary approach) – науковий підхід, за якого **комплекс** досліджують з позицій однієї наукової дисципліни і тому інтерпретують як одну **систему** на підставі концептуально-теоретичних уявлень цієї дисципліни.

Підхід екологічний (екологічний підхід; англ.: *ecological approach*) – науковий підхід, за якого біофізичні або суспільно-біофізичні явища інтерпретують як **екосистеми** або **геоекосистеми**.

Підхід міждисциплінарний (міддисциплінарний підхід, інтердисциплінарний підхід, комплексний підхід; англ.: *interdisciplinary approach*) – науковий підхід, за якого **комплекс** досліджують з позицій двох або більше наукових дисциплін. Кожна з таких дисциплін делімітує свою **систему** як складову загальної **системи комплексної** на підставі спільних інтегрованих концептуально-теоретичних уявлень та вивчає її своїми методами у взаємодії з іншими дисциплінами.

Підхід системний (системний підхід; англ.: *system approach*) – загальнонаукова парадигма, яка передбачає інтерпретацію явищ як **комплексів**, які відображають за допомогою різних типів **систем**.

Підхід трандисциплінарний (трандисциплінарний підхід, прикладний комплексний підхід; англ.: *transdisciplinary approach*) – **підхід міждисциплінарний**, за якого у процесі вибору завдань дослідження та впровадження його результатів беруть до уваги суспільну кон'юнктуру, зокрема тісно взаємодіють зі стейкхолдерами (заінтересованими сторонами у суспільстві).

Покрив наземний (наземний покрив; англ.: *land cover, landcover*) – складний **компонент екологічний**, який відображає властивості ґрунтів, біоценозів, технічних об'єктів і людського населення **ландшафту**, а також пов'язаних з ними екосистемних послуг.

Покрив наземний потенційний природний (потенційний природний наземний покрив; англ.: *potential natural land cover*) – **покрив наземний**, який відображає властивості ґрунтів і біоценозів, що могли би сформуватися внаслідок тривалої **ландшафту сукцесії** за стабільних теперішніх геологічних, кліматичних і біотичних **ландшафту факторів**, а також за відсутності впливу людей та інших **ландшафту дистурбацій**.

Покрив наземний фактичний (фактичний наземний покрив; англ.: *actual land cover*) – **покрив наземний**, який характеризує поточний **ландшафту динамічний стан**.

Система (англ.: *system*) – 1) теоретичний об'єкт та інструмент наукового дослідження, продукт **підходу системного** – **модель**, у якій окремі властивості **комплексу** (реального об'єкта) представляють як компоненти системи, що перебувають між собою у певних відношеннях. Для одного й того ж комплексу можна делімітувати різні системи, які будуть комплементарними. За рівнем деталізації системи поділяють на концептуальні, методичні та конкретні; за властивостями компонентів – на категорійні та числові; а за відношеннями між компонентами – на морфологічні (див. **система морфологічна**) та процесні (див. **система процесна**). Особливим класом є **системи комплексні** як теоретичні об'єкти інтегрованого підходу (див. **підхід міждисциплінарний** та **підхід трандисциплінарний**). Системи переважно реалізують за допомогою інформаційних технологій. 2) Поза межами системного підходу – те саме, що **комплекс**.

Система морфологічна (морфологічна система, морфологічна модель; англ.: *morphological system, morphological model*) – **система**, компоненти якої визначили емпірично на підставі збігу у просторі та часі, але не встановили причинно-наслідкові відношення між ними. Морфологічна система має структуру (див. **системи структура**), але в ній відсутня організація (див. **системи організація**).

Система комплексна (комплексна система, складна система; англ.: *complex system*) – поєднання (мережа) гармонізованих **систем**, делімітованих за допомогою **підходу міждисциплінарного** (див. також **геоекосистема тотальна**).

Система процесна (процесна система, процесна модель; англ.: *process system, process model*) – **система**, яка описує причинно-наслідкові (функціональні та / або еволюційні) відношення між окремими властивостями **комплексу** як **системи компонентами**. Контролюючий (провідний) компонент такої системи називають вводом (англ.: *input*), параметром або незалежною змінною, контролюваний (підпорядкований) компонент – виводом (англ.: *output*) або залежною змінною, а відношення між компонентами – перебігом (англ.: *throughput*), процесом, оператором або функцією.

Системи компонент (компонент системи; англ.: *system component*) – одна з властивостей **комплексу**, яку досліджують з огляду на її відношення до інших властивостей цього комплексу за допомогою **підходу системного**. Для одного й того ж комплексу можна делімітувати різні множини компонентів, які будуть комплементарними.

Системи організація (організація системи; англ.: *system organization, organization of a system*) – множина **системи компонентів** разом з їхніми відношеннями.

Системи структура (структура системи; англ.: *system structure; structure of a system*) – множина **системи компонентів** без відношень.

Фізіотоп (англ.: *physiotope*) – сукупність абіотичних **компонентів екологічних екотопу**, яка характеризує його геоморфологічні, кліматичні та ґрунтові умови. Фізіотоп можна також інтерпретувати як поєднання едафотопу та кліматопу.

Наукове видання

КРУГЛОВ
Іван Станіславович

Трансдисциплінарна геоекологія

Монографія

Формат 70x100 1/16. Ум. друк. арк. 23,5. Тираж 300 пр.

Львівський національний університет імені Івана Франка,
вул. Університетська 1, 79000 Львів.

Свідотство про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготівників і розповсюджувачів
видавничої продукції

Серія ДК №3059 від 13.12.2007.

Видруковано у ПП «Колвес», Львів, вул. Грабовського, 11.