

УДК 911.2+631.4

Самойленко В.М., Пласкальний В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

СИСТЕМАТИЗАЦІЯ КОНЦЕПЦІЙ ІДЕНТИФІКАЦІЇ МІРИ АНТРОПІЗАЦІЇ ЛАНДШАФТІВ

Ключові слова: ландшафти, антропоізація, природність, незайманість, гемеробність, геоекологічно-природокористувальний аналіз

Вступ. Сучасні виклики, що стосуються глобальних і регіональних загроз біоландшафтному різноманіттю та нагальної необхідності його збереження, відновлення та відтворення, зумовлюють необхідність удосконалення апарата змістового, інформаційного та розрахункового оцінювання впливу людської діяльності на довкілля, зокрема на ландшафти, з метою управління цим впливом, зменшення зазначених загроз і забезпечення усталеного розвитку довкілля. Саме тому дослідження антропоізації ландшафтів, тобто процесу їхньої появи як нових і/або зміни через діяльність людини, та ідентифікація наслідків цієї антропоізації для довкілля залишається найактуальнішою проблемою географії, фізичної географії, ландшафтознавства та ландшафтної екології, в т.ч. з огляду постійне розширення доступних для використання глобально-регіональних геоінформаційних баз просторових даних, створених за сучасними технологіями, передусім дистанційного зондування Землі. До того ж, Європейською ландшафтною конвенцією ([15], 2000) передбачено, що актуальними завданнями європейських держав є не тільки відстеження змін і чинників трансформації їхніх ландшафтів, а й міжнародний обмін відповідним досвідом і інформацією в цій сфері.

Попередній розгляд **основних досліджень і публікацій за проблемою** засвідчив таке. Як впливає з найбільш сучасних вагомих узагальнювальних праць М. Гродзинського ([1, 2], 1993, 2014), С. Вінтер (S. Winter) ([3], 2012) та У. Вальца й К. Штайна (U. Walz, C. Stein) ([4], 2014), антропоізацію ландшафтів (або їхніх певних геокомпонентів) та результати такої антропоізації можна, по-перше, розглядати, з більшим чи меншим ступенем схожості за змістом, спільно з поняттями "антропогенна модифікація / модифікованість", "антропогенна трансформація / трансформованість", "антропогенне перетворення / перетвореність", "антропогенне порушення / порушеність", "антропогенна зміна / зміненість", "синантропоізація" (і, зважаючи й на [5], "антропогенізація"), "гемеробність" (англ. hemeroby) (або, з огляду й на працю Й. Петерсайля, Т. Врбки, К. Плутцара та ін. (J. Peterseil, T. Wrбка, C. Plutzar et al.) ([6], 2004), "гемеробіотичний стан", англ. hemerobiotic state) ландшафтів тощо, а також з певним чином оберненими до зазначених поняттями "природність (натуральність)" (англ. naturalness), "близькість до природи" (англ. closeness to nature) та, зважаючи й на роботу К. Плутцара та ін. (C. Plutzar et al., [7], 2013) тощо, "незайманість" (англ. wilderness) ландшафтів. По-друге, згідно, насамперед, з [4], а також зважаючи на працю І. Коваріка (I. Kowarik, [8], 2006), загальну концепцію аналізу, в т.ч. оцінювання, міри антропогенних змін ландшафтів (чи їхніх геокомпонентів або екосистемних модулів, що ми й будемо надалі розуміти)

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. – Т.1(40)

можна розглядати як ту, що поділяється на два складники: концепцію близькості до природи (природного стану) та концепцію гемеробності. С. Вінтер ([3]) також вважає, що принципово аналізувати зазначені зміни ландшафтів, зокрема лісових, можливо або за концепцією їхньої природності (натуральності), або за концепцією знову-таки гемеробності.

Утім, навіть попередній розгляд наявних узагальнень за проблемою засвідчує існування певних **невирішених завдань** у обраній сфері дослідження, а саме: відсутність достатньої систематизації змісту та термінології чинних поглядів на ідентифікацію міри антропоізації ландшафтів, яка б дозволяла як врахувати попередній досвід у цьому питанні, так і визначити ефективні перспективи розвитку зазначених поглядів; невизначеність шляхів забезпечення інтегрованих загальноєвропейських панівних концепцій (гемеробності / природності ландшафтів) і вітчизняних підходів до оцінювання трансформованих ландшафтів, а також недостатній рівень модельної формалізації ландшафтів і чинників їхньої антропоізації, що певним чином обмежує залучення до аналізу новітніх геоінформаційних технологій. Звідси, **основною метою** даної статті було проведення систематизованого ретроспективного аналітичного огляду європейських і вітчизняних концепцій ідентифікації міри антропоізації ландшафтів для отримання узагальнених методично-прикладних висновків за проблемою, які б окреслили принципи та підходи до обґрунтування та наступної реалізації сучасних концептуальних засад і методики визначення й аналізу міри антропоізації ландшафтів України, якій була б притаманна загальноєвропейська інтегрованість.

Виклад основного матеріалу дослідження. За означених засновків, нами було виокремлено **чотири принципові концепції ідентифікації міри антропоізації ландшафтів**.

Перша з них, попередньо відзначена вище як **концепція природності ландшафтів** (природності за [3] або близькості до природи за [4, 8]) застосовує ретроспективний підхід і тлумачить таку природність як ступінь подібності поточного стану ландшафтів до їхнього референційного (тобто відлікового, вихідного) природного стану (або міру схожості реальних актуальних ландшафтів і референційних природних ландшафтів). За такі, реконструйовані тим чи іншим чином, у т.ч. за їхніми геокомпонентами, референційні ландшафти правлять, наприклад для лісових ландшафтів, ландшафти з первісними лісами (англ. primeval forests) або, загалом, з первісною (англ. original, primary) природною рослинністю, тобто ті, які існували до початку їхньої антропоізації (інколи, до початку інтенсивної антропоізації) тощо. Пропозиції щодо часткової реалізації щойно зазначеної концепції, яку за змістом можна назвати **концепцією архіретроспективного аналізу природності ландшафтів**, зводяться до оцінювання певних індикаторів природності, наприклад, складу видів рослинності з огляду на співвідношення місцевих (англ. native) і інших видів, вертикальної та горизонтальної структури рослинного компонента ландшафтів тощо (див. детальніше [3]). Власне розрахунково-оцінювальні схеми ступеня природності при цьому будуються або континуально від меншого до більшого ступеня (наприклад в праці П. Ангермайєра (P. Angermeier, [11], 2000), або за чітко визначеними окремими категоріями (наприклад в роботі А. Колака та ін. (A. Colak et al., [12], 2003), які маркують градієнт збільшення чи зменшення ступеня природності, а отже й градієнт зменшення чи збільшення ступеня антропоізації ландшафтів. Існує також розроблена С. Вінтер ([3]) і досить універсальна семирівнева алгоритмічна схема оцінювання природності лісових ландшафтів.

Досить специфічною і вельми еkleктичною за сутністю є вирізнена нами другою **концепція незайманості ландшафтів**, загальний зміст якої досить детально розкрито, наприклад, у працях [7] і К. Веенкеля та ін. (C. Wehenkel et al., [13], 2009). Зокрема, як міру зазначеної незайманості використовують згідно з пропозиціями австралійських вчених – Р. Леслі та ін. і Б. Макі та ін. (R. Lesslie et al., B. Mackey et al., [14, 15], 1993, 1998) – такі індикатори конкретних ландшафтів, як їхня віддаленість від постійних поселень, віддаленість від шляхів сполучення (доріг, залізниць тощо), очевидна природність (натуральність) (англ. apparent naturalness, адекватна відсутності "постійних структур сучасного технологічного суспільства" [14]) та біофізична природність (натуральність) (англ. biophysical naturalness, відповідна "відсутності біофізичних порушень, викликаних впливом сучасного технологічного суспільства" [14], загалом визначається за особливостями природокористування тощо). Схожі за сутністю індикатори визначення непорушених природних (англ. undisturbed natural) ландшафтів (тобто вільних від впливу людини) запроваджено і Європейським Природоохоронним Агентством (European Environmental Agency, EEA) з додаванням/уточненням певних оцінювальних параметрів ([16], 2005). Такий підхід, який за змістом можна назвати **концепцією соціологічно-ідеалізованого аналізу природності ландшафтів**, чисельно оперує розрахованим за вищезгаданими індикаторами індексом якості незайманості (англ. wilderness quality index), використовує континуальну оцінювальну схему, що починається з високої якості незайманості (низької міри антропоізації), та застосовується, насамперед, у заповідній справі, в т.ч. на підтримку реалізації пан'європейської ініціативи "Wild Europe 2012" ([17]). При цьому додатково спираються й на тезу про те, що за відсутності у певному регіоні "дійсно незайманих" або "дійсно первісних незайманих" ландшафтів (англ. true wilderness або true pristine wilderness) концепція застосовна передусім до некультивованих (англ. wild) ландшафтів, тобто позиційно віддалених за вищезазначеними індикаторами ландшафтів з екстенсивним природокористуванням, які за умов зміни останнього мають високий потенціал перетворення у "вторинні незаймані" із забезпеченням плину в них природних процесів (див. [7]).

Вельми популярною в Європі є вже згадана на початку **концепція гемеробності ландшафтів**, яка ґрунтується на аналізі головним чином поточного стану антропоізованих ландшафтів з певними оцінювальними припущеннями та без порівняння з вихідним природним станом. Цю концепцію обґрунтовано Й. Яласом (J. Jalas) у 1940-х – 1950-х роках і у своїй найбільш відомій праці [18] (1955) автор, по-перше, тлумачить гемеробність як "інтегровану міру антропогенного впливу на ландшафти або оселища (англ. habitats)". При цьому власне цей термін походить від двох грецьких слів: *hemeros* (культивований, оброблений, одомашнений, окультурений) та *bios* (життя). По-друге, запропоновано шість принципових оцінювальних ступенів (рівнів, класів, категорій) гемеробності, які в порядку збільшення антропогенного впливу, а отже й міри антропоізації, визначено як а-, оліго-, мезо-, еу-, полі- та метагемеробний ступінь. По-третє, в цій же праці Й. Яласом запроваджено і термін "гемерохора" (англ. *hemerochora*), який згідно з сучасними уявленнями ландшафтно-ї екології ([2]) можна тлумачити як територіальну ділянку ландшафтів, однорідну за певним рівнем гемеробності. Класична концепція гемеробності оперує також таким визначальним для референційної оцінки антропоізованості терміном, як "потенційна природна (натуральна) рослинність (ППР)" (англ. potential natural vegetation, PNV), визначеним ще в 1956 р. Р. Туксеном (R. Tüxen, [19]) як "рослинність, що може виникнути природно, якщо вплив людини буде припинено". Пропозиції Й. Яласа

було істотно розвинуто щодо антропоізації екосистем у цілому Г. Зукоппом і Х.-П. Блюме (H. Sukopp, H.-P. Blume, [20, 21, 22], 1972, 1976). При цьому зазначеними авторами в їхніх працях 1976 р. вперше запропоновано класифікації антропогенного впливу на екосистеми, поданого через певні риси й особливості природокористування (передусім землекористування, наприклад, глибока оранка, дренаж тощо), та відповідні цьому сім ступенів гемеробності ("класичний" еугемеробний ступінь поділено на альфа- та бета-еугемеробний, див. [27]). У цих же класифікаціях гемеробності означено інтенсивність антропогенного впливу (незначний, слабкий, сильний вплив тощо, див. [34]), а також вперше використано поняття ступеня природності (натуральності) як суто наслідкову обернено-пропорційну величину до основного за змістом ступеня гемеробності. Згідно з цим відповідно вирізнялися природні (натуральні) (англ. natural), близькі до природних, напівприродні, відносно далекі від природних, далекі від природних, чужі до природних і штучні екосистеми. Скомпілювавши й частково деталізувавши зазначені розробки Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме, вчений з колишньої НДР К. Білльвітц (K. Billwitz), якого радянські ландшафтознавці встигли "охрестити" взагалі автором концепції гемеробності (див. [5]), у 1980 році опублікував схему антропогенної зміненості геосистем, в якій додано ще й поняття щодо зворотності та незворотності антропогенних змін ландшафту, за яким незворотні зміни притаманно полі- та метагемеробному ступеню (див. [1, 2]).

Усе вищезазначене дало поштовх для подальшого широкого розвитку й прикладного застосування концепції гемеробності в Європі, як стосовно ландшафтів у цілому, так і стосовно їхніх окремих типів або компонентів тощо. Ця концепція, яку за змістом можна назвати **концепцією актуально-потенційного аналізу міри антропоізації ландшафтів**, з одного боку, оперує імовірним природним потенціалом ландшафтів, позаяк оцінює, зважаючи на міру антропогенного впливу й відповідні зміни, насамперед відмінність між поточною рослинністю та сконструйованою (фактично уявною) саморегуляційною рослинністю, яка виникне за умови повної відсутності антропогенного втручання (вже згаданою ППР) ([4]). З іншого боку, велика вага в категоризуванні гемеробності приділяється оцінюванню саме типології антропогенного впливу шляхом врахування типології землекористування та його процесно-структурних наслідків. З огляду на таке, наразі концепція має досить багато модифікацій (у т.ч. з різними тлумаченнями її базових положень), зокрема таких характерних наступних.

По-перше, існують певні розбіжності в тлумаченні референційного для концепції гемеробності поняття "потенційна природна рослинність". Зокрема, в праці Г.С. Фішера (H.S. Fischer), С. Вінтер і ін. ([23], 2013) зазначається, що це питання є прерогативою експертних оцінювань, які, з одного боку, є одностайними щодо того, що ППР є модельною науковою конструкцією, яка ніяким чином не стосується первісної до антропоізації рослинності (англ. pre-human vegetation) або будь-якої іншої, аналогічної за референційністю. З іншого боку, ППР може тлумачитися і як клімаксова, очікувана після припинення впливу людини, і як, з фітосоціологічних позицій, не обов'язково клімаксова найбільш ймовірна за типом рослинність, змодельована за поточними умовами довкілля. У цілому існують декілька варіантів карт ППР, наприклад, карти ППР Європи та кавказького екорегіону У. Бона (U. Bohn) та ін. ([24], 2007), карти ППР Польщі Я.М. Матушкевича (J.M. Matuszkiewicz) ([25], 2008) тощо (див. детальний огляд ЕЕА [26], 2014).

По-друге, концепція гемеробності з різною мірою її модифікації, в т.ч. стосовно кількості гемеробних ступенів, виду врахованих відповідних антропогенних впливів, що визначають ці ступені, і т.ін., застосовувалася щодо різних об'єктів дослідження

та на основі різних інформаційних базисів як на локальному, так і на регіональному, національному й транснаціональному рівнях чи їхніх комбінаціях.

Так, досить характерною є праця У. Штайнхардта та ін. (U. Steinhardt et al., [27], 1999) з локального дослідження гемеробності ландшафтів тестового району Саксонії (схід Німеччини, площа близько 75 км²). У ній використано геоінформаційний базис (на рівні 1944 і 1989 років), створений не тільки за топографічними картами й статистичними відомостями, а й за даними дистанційного зондування (ДДЗ) щодо типів землекористування / земельних покривів (ЗТ) (англ. land use / land cover types (LT)). Ці ЗТ кваліфікуються в [27] як "інтерфейс між природними умовами ландшафтів і впливом людини" і завданням їхнього аналізу бачиться виявлення загальних правил, що дозволятимуть узгодити ЗТ з іншими властивостями ландшафтів. При цьому вважається доцільним оцінювати функціональні властивості ЗТ в площині здатності різних ЗТ підтримувати природний баланс ландшафтів. У праці, на основі загальних класифікацій гемеробності Г. Зукоппа та Х.-П. Блюме ([21, 22]) та врахування особливостей землекористування тестового району, обґрунтовано категорійно-класифікаційну схему ступенів гемеробності, відповідних певним типам землекористування (точніше типам ЗТ, яких вирізнено 29). Така схема, за загальної відсутності ЗТ з агемеробним ступенем, "просувається", зокрема, від олігогемеробності мішаних лісів і затоплюваних луків через альфа-еугемеробність земель землеробства до метагемеробних урбанізованих територій тощо. Авторами, на основі геоінформаційного аналізу як полігональних, так і лінійних структурних елементів ЗТ, використано формулу нормалізованого середньовиваженого (за площами ЗТ з відповідними ступенями гемеробності) індексу гемеробності зі значеннями від 14,3 до 100 та досліджено зміни в часі спектра ступенів гемеробності в тестовому районі та "землекористувальних" причин такої зміни. Також зроблено висновок, що чисельне застосування концепції гемеробності є більш доцільним для характеристики антропогенного впливу на ландшафти, ніж оцінювання параметрів їхньої фрактальної геометрії, особливо в разі розвитку процесних складників концепції.

Показовими є й дослідження Г. Грабхерра (G. Grabherr) з колегами щодо гемеробності лісових ландшафтів Австрії ([28], 1998). У цих розвідках поєднано концепцію гемеробності за працею Г. Зукоппа та Х.-П. Блюме ([22]) і розробками І. Коваріка (зокрема [29], 1988) з науковими підходами до екологічного оцінювання лісових ландшафтів. У результаті використано 18 критеріїв поточного стану лісів, які відображають, наприклад, співвідношення порід дерев, стан підліску, кількість відмерлої деревини, інтенсивність антропогенної експлуатації лісових ландшафтів тощо. Після експертно-комбінаційного групування цих критеріїв у [28] розроблено та реалізовано класифікаційну схему гемеробності лісових ландшафтів. У ній, з одного боку, застосовується дев'ять ступенів гемеробності (без використання "класичної" метагемеробності та з поділом мезогемеробності на два (альфа- й бета-), а олігогемеробності – на три складники (альфа-, бета- й гамма-)). З іншого боку, відповідно до вирізнених ступенів гемеробності запропоновано, аналогічно до Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме, п'ять рівнів природності (натуральності) ландшафтів (як знову-таки обернено-пропорційну до гемеробності величину), а саме природний (натуральний) – напівприродний – помірно змінений – змінений – штучний.

Дослідження за проектом SINUS ("Spatial Indices for Land Use Sustainability", тобто "Просторові індекси усталеного землекористування") об'єднали зусилля таких знаних в Європі ландшафтних екологів, як Й. Петерсаль, Т. Врбка, К. Плютцар і ін. (див. вже згадану працю [6], 2004). У проекті, що охоплював Австрію в цілому,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. – Т.1(40)

поєднано використання ДДЗ та польових ландшафтно-екологічних обстежень і методично застосовано концепцію гемеробності з оперуванням поняттям "гемеробіотичний стан" антропогенних ландшафтів і відповідною семиступеневою шкалою такого стану (аналогічну класифікаціям Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме). З огляду на ландшафтну структуру, тип земельного покриття та визначальні особливості місцезнаходження в [6] вирізняє й картографовано біля 16000 типів антропогенних ландшафтів, об'єднаних у 12 першопорядкових серій та 43 другопорядкових груп цих типів. У дослідженнях застосовано геоінформаційний аналіз відхилень, по-перше, гемеробіотичного стану певного типу антропогенного ландшафту від середнього значення такого стану за серією, до якої належить цей тип. По-друге, оцінювався й індикатор усталеності ландшафтів, розрахований за відхиленням гемеробіотичного стану комірки (сітки) растрової карти в 1 км² від середнього значення такого стану для типу ландшафту з цією коміркою. Динаміка значень зазначеного індикатора подібна за трендом до динаміки значень індикатора усталеності, змодельованим в проєкті і за теорією нечітких множин, а загалом отримані в [6] результати засвідчили, що моделювання гемеробіотичного стану є дієвим інструментом вивчення різноманіття та усталеності ландшафтів.

Методично цікавою є праця Т. Врбки (Т. Wrbka) з колегами ([30], 2004), виконана для ландшафтів регіону Нижньої Австрії щодо параметрів вилучення людиною чистої первинної продукції (англ. human appropriation of net primary production, HANPP) як індикатора оцінювання тих, що спричинено землекористуванням, екосистемних процесних змін в ландшафтах. У роботі застосовано вже розглянуту семиступеневу шкалу гемеробності Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме та встановлено досить високий нелінійний просторовий кореляційний зв'язок (на рівні растрових комірок ландшафту та в межах муніципалітетів) між відповідними значеннями HANPP і середньовиваженим індексом гемеробності. Останній кваліфікувався як один з індикаторів природності (натуральності), який розраховується за експертними оцінюваннями та з урахуванням досвіду широкомасштабних польових досліджень. За другий індикатор природності (натуральності) ландшафтів у [30] правив т.зв. індекс урбанізації, в моделі якого співвідносяться площі сильно антропогенно змінених систем (урбанізованих, сільськогосподарських тощо, англ. strongly human-altered systems, чисельник) та площі природних (натуральних) територій (з лісами, водно-болотними угіддями тощо, англ. natural areas, знаменник). Значення індексу урбанізації теж вельми непогано корелюють у просторі із значеннями HANPP (і, відповідно, з індексами гемеробності) на тлі досить низького або взагалі відсутнього просторового зв'язку HANPP з відомими в ландшафтній екології індексами ландшафтно-гетерогенності, структури та фрагментованості.

Характерними є також декілька досліджень із застосуванням концепції гемеробності на локально-регіональному рівні. А саме, в праці Й.-М. Кіма (Y.-M. Kim), спільній з Ш. Цербе (S. Zerbe) та І. Коваріком ([31], 2002), концепція гемеробності адаптувалася для вивчення антропогенних змін рослинності оселищ (англ. habitats), приурочених до агроландшафтів Південної Кореї з різними типами землекористування. Застосована при цьому шкала гемеробності є, як і "традиційна" за [22], семиступеневою, втім у ній замість поділу еугемеробного ступеня, вирізняє два складники мезогемеробного ступеня (альфа- й бета-), а відповідна міра антропогенного впливу на оселища диференціює їх від непорушених до екстремально порушених. Власне ця "гемеробна" міра впливу знову-таки експертно визначалася, в т.ч. на основі польових досліджень, з огляду на три типи порушень: механічне порушення ґрунту, безпосереднє механічне порушення рослинності та

порушення хімічного балансу ґрунту. Тобто, наприклад, еугемеробний ступінь визначався такими комбінаціями категорій зазначених порушень (незалежно від порядку їхнього розташування), як "низьке + високе + високе" або "середнє + середнє + високе" порушення тощо. За таких умов оселища в [31] згруповано за відповідними їм ступенями гемеробності та проаналізовано відповідний розподіл як оселищ, так і їхніх видів рослинності. При цьому авторами зроблено парадоксально-дискусійний висновок, що не тільки високий, а й низький (?) рівень антропогенних порушень оселищ негативно впливає на їхнє видове багатство (з посиланням на т.зв. гіпотезу середніх порушень).

Наступне цільове дослідження міри трансформації ландшафтів виконано за авторства П. Чорби (P. Csorba) та С. Сабо (S. Szabó) ([32], 2009) для 12 мікрорегіонів північно-східної Угорщини на основі розробленої в праці категорійно-класифікаційної схеми, в якій "традиційних" сім рівнів гемеробності поєднано з наборами категорій (класів, типів) земних покривів за класифікацією CORINE Land Cover (CLC) (див. детальніше щодо неї [2] і працю М. Боссарда та ін. (M. Bossard et.al.) [33]). Побудовану основу цього для всієї області вивчення карту полів з різними рівнями гемеробності (назвемо їх "полями гемеробності") "розмежовано" кордонами мікрорегіонів і для кожного з них здійснено аналіз відсоткового розподілу площ різних полів гемеробності в кожному мікрорегіоні (агемеробний рівень, на думку авторів, в Угорщині відсутній). У дослідженні також висловлено вельми слушну й досить обґрунтовану, на наш погляд, думку щодо необхідності враховувати, під час розрахунку середньовиважених індексів гемеробності, вагу не тільки відповідних площ, а й різну, за співвідношенням між собою в категорійно-класифікаційній схемі, вагу власне рівнів гемеробності згідно з тезою "більший рівень гемеробності повинен мати більшу вагу в зазначеній схемі". Тобто, на відміну практично від усіх, розглянутих вище та далі, схемах гемеробності, де чисельні значення її рівнів (ступенів) задаються як проста послідовність чисел (наприклад, від одиниці агемеробного рівня до семірки метагемеробного), П. Чорба й С. Сабо пропонують застосовувати послідовність коефіцієнтів ("ваг гемеробності"), яка виглядає як 1, 2, 4, 8, 10, 15. За всієї слушності реалізація цієї пропозиції в [32] була абсурдною з математично-статистичних позицій: автори помножили на зазначені коефіцієнти відсотки площ полів гемеробності (?) кожного мікрорегіону, а потім визначили суми таких безглузвих значень, вважаючи ці суми мікрорегіональними середньовиваженими індексами гемеробності.

Ще в декількох розвідках локально-регіонального рівня успішно реалізовано концепцію гемеробності в різних частинах світу. Так, у праці М. Кедржинського (M. Kiedrzyński) з колегами ([34], 2014) виконано геоінформаційну оцінку стану урбанізованої долини річки Соколовка (під Лодзем у Польщі) на основі аналізу змін в землекористуванні за 200 років і визначення рівнів гемеробності за "традиційною" її шкалою ([22]), що маркує інтенсивність антропогенного впливу, для територій з сучасною рослинністю та інших землекористувальних систем. У роботі Б.-Дж. Фу (B.-J. Fu) з колегами ([35], 2006) концепцію гемеробності (гемеробного стану), як інтегрованої міри антропогенного впливу на ландшафти й оселища, застосовано для оцінювання змін агроландшафтів і рівня усталеності аграрного землекористування на лесових височинах Східного Китаю. У праці Е. Тассера (E. Tasser) з колегами ([36], 2008) використано вже розглянуті підходи з дослідження гемеробності У. Штайнхардта та ін. ([27]) з їхньою реалізацією під час вивчення біорізноманіття Південного Тіролю (Австрія).

Особливості та досвід застосування концепції гемеробності на національно-транснаціональному рівні найкраще розкрито в розглянутих далі дослідженнях.

Так, Ф. Бренtrup (F. Brentrup) з колегами ([37], 2002) реалізували концепцію гемеробності для оцінювання впливу на довкілля змін у землекористуванні та з територіальним поєднанням таких оцінювань з біогеографічними регіонами Європейського Союзу.

М.Л. Паракчіні (M.L. Paracchini) та К. Капітані (C. Capitani) ([38], 2011) скоригували класифікації гемеробності Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме ([21, 22]) та їхні модифікації У. Штайнхардтом і ін. ([27]) та М. Цебішем і ін. (M. Zebisch et al. [39], 2004) з метою створення референційної шкали (класифікації) гемеробності (гемеробіотичного стану), яка деталізує категорії, що стосуються аграрного землекористування, тобто із змістовим акцентом на оцінювання міри впливу цього землекористування на ППР. Така шкала, на відміну від [27], містить вже дев'ять категорій (з поділом альфа- та бета-еугемеробних рівнів ще на два складники), а проте оперує при цьому, як і класифікації Г. Зукоппа і Х.-П. Блюме, сімома рівнями природності (натуральності) ландшафтів (від природних (натуральних) до штучних ландшафтів), визначеними як міра, обернено-пропорційна до семи "традиційних" рівнів гемеробності. Крім того авторами розроблено категорійно-класифікаційну схему, в якій зазначених дев'ять категорій гемеробності експертно поєднано з типами земних покривів за класифікацією CLC, зважаючи і на певні показники аграрно-антропогенного навантаження та відповідні приклади з існуючих першоджерел. Такі підходи до індексування гемеробності/природності ландшафтів, передусім аграрних, було впроваджено в розробки Спільного Дослідницького Центру Європейської Комісії (Joint Research Centre of European Commission, JRC EC) щодо застосування, насамперед у системі Евростату (Статистичного офісу Європейського Союзу, англ. Statistical office of the European Union, Eurostat), т.зв. індикатора аграрного впливу на довкілля "стан і різноманіття ландшафтів" (англ. agri-environmental indicator (AEI) – landscape state and diversity) ([40], 2012). Цей індикатор містить три складники, одним з яких і є індекс гемеробності, а іншими двома – фізична структура та т.зв. суспільне усвідомлення (англ. societal awareness) ландшафтів, передусім аграрних. За таких умов і на основі бази даних земельних покривів Європейського Союзу за класифікацією CORINE Land Cover (CLC) 2000 року (CLC 2000) (див. [2, 85]) ці земельні покриви було перекласифіковано відповідно до їхнього рівня гемеробності зі створенням двох європейських карт ([40]): рівня гемеробності агроландшафтів (тобто з урахуванням впливів аграрного землекористування) та рівня гемеробності ландшафтів у цілому (тобто із зважанням на впливи всіх видів землекористування). Обидві карти, втім, подано в рівнях природності (натуральності), обернено-пропорційних до категорій гемеробіотичного стану, з аналізом розподілу площ таких категорій.

Р. Главіон (R. Glawion) ([41], 2002), теж на основі CLC 2000, розробив карту рівнів гемеробності для Німеччини в цілому. Така карта, втім, оперувала лише шістнадцятьма просторово поданими та категоризованими типами земельних покривів і мала скоріш оглядовий, ніж методично-прикладний характер.

А от у вже згаданій праці У. Вальца й К. Штайна ([4], 2014) концепцію гемеробності повномірно реалізовано для всієї території Німеччини, в т.ч. з оцінюваннями щодо її адміністративно-територіальних одиниць (федеральних земель тощо). При цьому, по-перше, методично здійснено узагальнення шкал гемеробності Х.-П. Блюме й Г. Зукоппа ([22], 1976), Р. Главіона ([41], 2002), Р. Маркса та В. Шульте (R. Marks & W. Schulte, [42], 1988) та Й. Рюдіссера з колегами (J. Rüdiger et al., [43], 2012). По-друге, використано просторові бази даних (БД) щодо земельних покривів Німеччини, а саме БД CLC 2006 року (CLC 2006), БД модельних модулів двох геоінформаційних систем Німеччини (ATKIS Basis-DLM,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. – Т.1(40)

2012, і DLM-DE, 2009, див. детальніше [4]), а також карту потенційної природної рослинності (ППР) Німеччини. Спільний аналіз, генералізація та узгодження зазначених класифікацій і БД, зважаючи і на аналіз досвіду, що стосується інтенсивності, тривалості, територіального поширення й інших особливостей землекористування в Німеччині, і дозволив авторам [4] розробити відповідну семирівневу шкалу гемеробності земельних покривів цієї країни (які фактично ототожнюються з типами землекористування) з маркуванням і інтенсивності антропогенного впливу (табл.1, в якій класи земельних покривів, позначені зірочкою, розділено й деталізовано лише в цій шкалі, а в українських назвах класів третього рівня подекуди додано й ознаки більш високих рівнів класифікації CLC для більш точного розуміння змісту цих класів). По-третє, У. Вальцем і К. Штайном у [4] запропоновано, враховуючи власний попередній модельний досвід, два індикатори гемеробності, застосовні, в т.ч. у середньовиваженому вигляді, на національному рівні, як, власне, й на регіонально-національному або національно-транснаціональному (тобто стосовно певних адміністративно-територіальних одиниць або комірок растрових карт заданої площі тощо). З одного боку, за такий індикатор править *простий середньовиважений за відповідними площами індекс гемеробності (M_s)*. Його пропонується розраховувати замість досить широко використовуваного нормалізованого такого індексу за У. Штайнхардтом та ін. ([27]) (див., наприклад, праці Б.-Дж. Фу та ін. [35], Е. Тассера і ін. [36] тощо) через недосконалість останнього індексу. Цю недосконалість зумовлено діапазоном можливих значень нормалізованого індексу ([14,3 ... 100]), які безпосередньо не поєднуються при підсумковому аналізі із діапазоном числових значень рівнів гемеробності ([1 ... 7], див. табл.1). Натомість простий індекс гемеробності M_s теж, як і зазначені рівні, змінюється в межах від 1 до 7 завдяки його розрахунку для кожної заданої територіальної одиниці за формулою (з нашим її упорядкуванням)

$$M_s = \sum_{i=1}^{n_h} f_i \bullet h_i , \quad (1)$$

де f_i – частка площі заданої територіальної одиниці з певним числовим значенням рівня гемеробності h_i за табл.1; n_h – кількість рівнів гемеробності, визначених для цієї одиниці.

З іншого боку, як індикатор гемеробності у [4] пропонується використовувати і некатегорований показник, названий "пропорція безперечно природних територій" (англ. proportion of certain natural areas), який є відсотком т.зв. акцентованих на природу територій (англ. nature-accentuated areas) у загальній площі досліджуваної територіальної одиниці. До таких природно-акцентованих віднесено ті земельні покриви, що відповідають 1-3 рівню гемеробності за табл.1, і які, на думку У. Вальца і К. Штайна, є об'єктами незначного або нечастого антропогенного втручання. У цьому аспекті в дисертації С. Франк (S. Frank, [44], 2014), де автор, до речі, використовує традиційну шкалу гемеробності за [22] як вихідну для моделювання екосистемних сервісів, такі об'єкти названо "близькими до природи територіями" (англ. near-to-nature areas) (див. також схожий за змістом склад природних (натуральних) територій у вже згаданому в [30] індексі урбанізації).

Таблиця 1. Шкала гемеробності земельних покривів Німеччини (за У. Вальцем і К. Штайном ([4], 2014) з урахуванням розробок ([22], [41], [42], [43] і з нашим упорядкуванням і перекладом, зважаючи на [33])

Числове значення (h _i) і назва рівня гемеробності	Інтенсивність антропогенного впливу	Коди й класи земельних покривів третього рівня за класифікацією CLC (у т.ч. англ.)
1 – агемеробний	майже відсутній вплив	3.3.2. Оголені скелі (Bare rocks); 3.3.5. Льодовики й вічні сніги (Glaciers and perpetual snow)
2 – олігогемеробний	слабкий вплив	3.1.1. Широколистяні ліси (Broad-leaved forest); 3.1.2. Хвойні ліси (з рослинністю, близькою до ППР) (Coniferous forest (PNV))*; 3.1.3. Мішані ліси (з рослинністю, близькою до ППР) (Mixed forest (PNV))*; 3.3.1. Пляжі, дюни й піщані рівнини (Beaches, dunes, and sand plains); 4.1.1. Суходільні (внутрішні) болота (Inland marshes); 4.1.2. (Внутрішні) торф'яні болота (Peat bogs); 4.2.1. (Прибережні) солончаки (Salt marshes); 4.2.3. (Прибережні) періодично затоплювані низини (Intertidal flats); 5.2.1. (Морські) берегові лагуни (Coastal lagoons); 5.2.2. Естуарії (Estuaries); 5.2.3. Моря й океани (Sea and ocean)
3 – мезогемеробний	помірний вплив	3.1.2. Хвойні ліси (з рослинністю, невідповідною ППР) (Coniferous forest (not PNV))*; 3.1.3. Мішані ліси (з рослинністю, невідповідною ППР) (Mixed forest (not PNV))*; 3.2.1. Природні луки й пасовища (Natural grasslands); 3.2.2. Чагарники та трав'яна рослинність низовин і височин (Moors and heathland); 3.2.4. Перехідна лісово-чагарниково-трав'яна рослинність (Transitional woodland-shrub); 3.3.3. Території з рідкою (розкиданою) рослинністю (Sparsely vegetated areas); 3.3.4. Згарища (Burnt areas)
4 – бета-еугемеробний	помірно-сильний вплив	1.4.1. Зелені зони міст (Green urban areas); 2.3.1. Пасовища (Pastures); 2.4.3. Агроугіддя з істотними площами природної рослинності (Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation); 5.1.1. Водотоки (Water courses); 5.1.2. (Внутрішні) водойми (Water bodies)
5 – альфа-еугемеробний	сильний вплив	1.4.2. Об'єкти спорту та дозвілля (Sport and leisure facilities); 2.1.1. Незрошувана рілля (Non-irrigated arable land); 2.2.1. Виноградники (Vineyards); 2.2.2. Сади та ягідники (Fruit trees and berry plantations); 2.4.2. Комплексні агроугіддя (Complex cultivation patterns)
6 – полігемеробний	вельми сильний вплив	1.1.2. Дискретна забудова (Discontinuous urban fabric); 1.3.1. Місця видобутку корисних копалин (Mineral extraction sites); 1.3.2. Звалища (Dump sites); 1.3.3. Будівельні об'єкти (Construction sites)
7 – метагемеробний	надзвичайно сильний вплив	1.1.1. Суцільна забудова (Continuous urban fabric); 1.2.1. Промислові або комерційні об'єкти (Industrial or commercial units); 1.2.2. Мережі автомобільних і рейкових шляхів сполучення та поєднані з ними землі (Road and rail networks and associated land); 1.2.3. Портівні зони (Port areas); 1.2.4. Аеропорти (Airports)

По-четверте, всі вищезгадані методично-інформаційні розробки [4] було реалізовано авторами у відповідних геоінформаційних продуктах щодо Німеччини (цифрових картах, таблицях), зокрема в картах індексу гемеробності, середньовиваженого для територіальних громад (муніципалітетів) та для комірок (сітки) растрових карт у 1, 5 та 10 км². Ці продукти було включено до складу наукового веб-сервісу IOER-Monitor (повна назва англ. Monitor of Settlement and Open Space Development – Моніторинг розвитку поселень і відкритого простору) дрезденського Інституту екологічного міського та регіонального розвитку імені Лейбніца (англ. Leibniz Institute of Ecological Urban and Regional Development (абр. IOER)) ([45]). IOER-Monitor бачиться його розробниками як система моніторингу землекористування, яка спирається на власну класифікацію останнього та надає можливість отримувати карти з індексами гемеробності за (1) та пропорціями акцентованих на природу територій, відповідно усередненими для районів та федеральних земель Німеччини. При цьому, хоча автори [4] і підкреслюють, що вони оперують "гемеробністю ландшафтів", насправді за вихідні дані всіх отриманих результатів правлять саме поля гемеробності (див. попередній текст щодо [32]), розмежовані для узагальнень адміністративно-територіальними кордонами або межами растрової сітки.

Щодо двох вищерозглянутих концепцій – гемеробності та природності (близькості до природи) ландшафтів або їхніх складників – слід зазначити ще й таке. По-перше, С. Вінтер у [3] вирізняє декілька варіантів розуміння дослідниками цих концепцій та/або їхнього зв'язку, з яких, після нашого змістового впорядкування, можна вести мову щодо таких *чотирьох варіантів*. За першим з них терміни "гемеробність" і "природність (натуральність)" є синонімами (наприклад, в роботі Дж. Андерсона (J. Anderson, [46], 1991), вже відзначених дослідженнях [30], а також праці Б. Петріціоне (B. Petriccione, [50], 2006), де за рівень природності править, зокрема, ступінь самоплину природних процесів в екосистемах. За другим варіантом дослідники оперують оцінюваннями суто гемеробності як інтегрованої міри антропогенного впливу на ландшафти тощо без зіставлення з поняттями "природність" або "близькість до природи" (наприклад, вже розглянута класична праця [18], а також роботи [27], [6], [31], [32], [34] тощо). За третім варіантом рівні гемеробності та природності (натуральності) подаються як обернено-пропорційні параметри ландшафтів (див., наприклад, вже розглянуті роботи [21, 22], [28], [38], [40], а також працю С. Клотца та І. Кюна (S. Klotz & I. Kühn, [47], 2002)). За четвертим варіантом концепції гемеробності та природності є незалежними (куди із вже розглянутих належать праці власне С. Вінтер ([3]), а також характерні в цьому аспекті розробки Ф. Хорншуха та В. Ріка (F. Hornschuch, W. Riek, [48], 2009) тощо). Окремими, як вже зазначалось, вважають концепції гемеробності та близькості до природи У. Вальц і К. Штайн [4], підтримуючи аналогічну думку І. Коваріка ([8]), а також Е. Єдіке (E. Jedicke, [49], 2003) та інших науковців.

По-друге, в найсучасніших вітчизняних дослідженнях методичний апарат власне гемеробності застосовується в екосистемно-геоботанічних і біоіндикаційних напрацюваннях (де замість терміна "гемеробність" подекуди використовують і термін "гемеробія" або "антропотолерантність"). Зокрема, в монографії Я. Дідуха ([51], 2012) та його статті спільно з І. Хом'яком ([52], 2007), на розвиток поглядів Й. Яласа та Г. Зукоппа й Х.-П. Блюме, для оцінювання міри порушення екосистем, як міри їхньої "віддаленості" від клімаксового стану, розроблено 18-бальну шкалу показників гемеробії (на прикладі загроз екосистемам Словечансько-Овруцького кряжа). Ці показники визначаються за видом і силою впливу певної діяльності людини, з бальним розрахунком усередненого, для таких видів і сили, індексу

гемеробії та окресленням шляхів розвитку викладених у [51, 52] підходів. У статті В. Кучерявого ([53], 2001) пропонується оцінювати рівень антропогенного впливу на екосистеми з огляду на рівень їхньої гемеробності за шестикатегорійною шкалою з метою розробки відповідних завдань з управління природними ресурсами. У праці І. Гончаренка, О. Ігнатюка та Ю. Шеляга-Сосонко ([54], 2013) під час досліджень антропогенної трансформації лісової рослинності урочища Феофанія було використано упорядковану авторами семирівневу шкалу гемеробності (антропотолерантності) Д. Франка та С. Клотца (D. Frank, S. Klotz, [55], 1990).

Виокремлену нами четверту концепцію узагальнено-умовно можна назвати **концепцією геоekологічно-природокористувального аналізу міри антропізації ландшафтів**. До підвалин цієї концепції, яку за об'єднанням складників загалом доцільно вважати мегаконцепцією, можна віднести, насамперед, праці з: антропогенного ландшафтознавства, зокрема Ф. Мількова ([56], 1986), Х. Ріхтера (H. Richter, [57], 1979), Г. Хаазе (G. Haase, [58], 1989) та Г. Денисика ([59, 60], 2001, 2012); антропізації природних ландшафтів, зокрема А. Ісаченка ([61], 1991); ландшафтної екології, зокрема Х. Лезера (H. Leser, [62], 1991), А. Ріхлінга та Дж. Солон (A. Richling, J. Solon, [63], 2011) та М. Гродзинського ([1, 64, 65, 2], 1993, 1995, 2005, 2014); конструктивної географії та ландшафтознавства, зокрема П. Шищенка, в т.ч. з колегами ([66-70], 1988, 1999, 2014, 2015), В. Петліна ([71], 2006), В. Пашенка ([72], 1999), В. Руденка ([73], 1993), І. Ковальчука ([74], 1997) та О. Дмитрука ([75], 2004); гідроінвайронментології В. Самойленка, в т.ч. з колегами ([76-82], 2003, 2005, 2006, 2007, 2012, 2014, 2015). Розглянемо більш детально певні аспекти найбільш характерних розробок зазначеної четвертої концепції.

Так, Х. Ріхтером ([57], [2]) складено карти використання ландшафтів Східної Німеччини на основі вирізнення заданих видів землекористування в межах т.зв. типів природних просторів. Останні М. Гродзинський вважає аналогом його тлумачення природного ландшафту ([2]), тобто як природно-територіального комплексу (див. [61]) або природної геосистеми (за В. Сочавою, [83], 1978, та власне М. Гродзинським [1, 64]), причім і цей комплекс, і таку систему, продовжуючи тезу із [2], можна кваліфікувати як гіпотетично-інваріантні. До речі, щойно зазначені природні простори покладено й в основу німецького антропогенного ландшафтознавства, де ці простори в агрегації з природокористувальними структурами згідно з [2] і формують поняття "антропогенний ландшафт" (див. працю Г. Хаазе ([58])). Схожі принципи оцінювання використання ландшафтів, у т.ч. у картографічному вигляді, застосовано й у працях польських науковців А. Ріхлінга та Дж. Солон ([63]).

Г. Денисик, дотримуючись традицій школи Ф. Мількова ([56]) щодо класифікацій антропогенних ландшафтів, розглядає в [60] сучасні підходи до удосконалення цих класифікацій, зокрема й власні на прикладі водних антропогенних ландшафтів. Цікавим при цьому є виконане під керівництвом Г. Денисика дисертаційне регіональне дослідження натурально-антропогенних ландшафтів (О. Рябоконт, [84], 2015), де вони тлумачаться як особлива категорія антропогенних (за генезисом) ландшафтів, одним з атрибутів яких є їхня аналогічність певним натуральним (природним) ландшафтам.

З огляду на категорійність міри антропізації ландшафтів, А. Ісаченком ([61]) запропоновано класифікувати ландшафти як умовно незмінні (первісні), слабо змінні, порушені (сильно змінні) та культурні (оптимізовані), а Х. Лезером ([62]) – як натуральні, напівнатуральні, далекі від натуральних, чужі щодо натуральних, штучні й міські (див. також відповідні огляди та зіставлення в [2] і статтях Л. Білоус ([85], 2014) та О. Маляренка ([86], 2014)).

У працях М. Гродзинського ([1, 64, 65, 2]), з одного боку, обґрунтовано фундаментальні підвалини ландшафтної екології, зокрема щодо форм стійкості ландшафтів (інертності, відновлюваності та пластичності) та методів її оцінювання та картографування з метою нормування антропогенних навантажень на ландшафти. З іншого боку, запропоновано низку формул розрахунку цих навантажень ([64, 2]), зокрема індустриального, транспортного, аграрного та рекреаційного, з побудовою карт ізоліній кожного такого виду навантажень для України, а також схеми районування території держави за інтегрованим за видами антропогенним навантаженням на ландшафти та кількісною характеристикою вирізнених при цьому таксонів районування (регіонів і районів антропогенного тиску) (див. [64]). Крім того, М. Гродзинський, зіставляючи в [2] підходи до оцінювання антропоізації ландшафтів на основі концепції гемеробності (на прикладі вже розглянутих нами праць К. Білльвітца, [5, 1, 2], і П. Чорби й С. Сабо, [32]) та на основі, на його думку, експертних оцінювань (на прикладі розробок П. Шищенка, [66, 67], див. наш огляд далі), відзначає як спільні риси цих підходів, так і їхній спільний недолік. Останній, як вважає М. Гродзинський, полягає в тому, що обидва підходи орієнтуються лише на сучасний стан ландшафтів без урахування, під час аналізу антропоізаційної трансформації, їхнього "вихідного природного стану" ([2], с.420). При цьому для усунення щойно згаданого недоліку під час розрахунку ступеня антропоізації запропоновано експертно запроваджувати певні, регіональні або навіть локальні, коригувальні коефіцієнти (аж до кожного типу геохори), які б враховували міру несумісності (конфліктності) зазначеного вихідного стану ландшафтів і певного типу землекористування (тобто специфічну реакцію вихідних природних ландшафтів на їхнє визначене використання).

П. Шищенко, розвиваючи підходи К. Гофмана ([87], 1977) та його колег ([88], 1982), розробив методику експертного бального оцінювання антропогенної перетвореності ландшафтів ([66, 67], 1982, 1999). Ця методика дотримується не повною мірою втіленої тези про те, що наслідки такої перетвореності залежать як від специфіки видів антропогенного впливу на природний ландшафт (видів природокористування), так і властивостей ландшафту, який підпадає під певний зазначений вплив. Методика реалізується через розрахунок середньовиваженого (за відповідними площами певних видів природокористування) коефіцієнта антропогенної перетвореності ландшафтів (K_{ap} , схожого за структурою до (1)), який враховує ранг / індекс глибини такої перетвореності – від 1/1 для природоохоронних територій до 10/1,5 для земель промислового використання. При цьому також застосовується п'ятиступенева шкала перетвореності, згідно з якою за інтервалами K_{ap} вирізнено слабо перетворені (2,0-3,8), перетворені (3,81-5,3), середньо перетворені (5,31-6,5), сильно перетворені (6,51-7,4) та дуже сильно перетворені (7,41-8,0) ландшафти. До того ж у [66] побудовано карту антропогенної перетвореності ландшафтів України, на якій подано значення K_{ap} в межах таксонів чинного на той час фізико-географічного районування держави. У подальших розробках П. Шищенка з О.Гавриленко та Н. Муніч ([68-70]) слід відзначити декілька корисних за тематикою цієї статті аспектів. А саме, в [68] розглядаються поняття самоорганізації та саморегулювання ландшафтів і їхня стійкість, яка має оцінюватися щодо як конкретних видів антропогенного впливу, так і щодо сукупного їхнього діяння. Також систематизовано основні напрямки й види природокористування та види геоекологічного районування територій і проаналізовано схему такого районування України за В. Волощуком, П. Шищенком та М. Гродзинським ([89], 1998) з таксонами від геоекологічної зони до мікрорайону. Крім того в [68] наведено картосхему основних типів природокористування на

території України (згідно з [90]), де, зокрема, картографовано щільність автомобільних шляхів і залізничних колій. У [69] подано структурно-функціональну класифікацію сучасних антропогенно перетворених ландшафтів за ланцюжком "тип – підтип – вид" з урахуванням ступеня такого перетворення та реалізацією класифікації на прикладі Кіровоградської області. У [70] розглянуто можливі стани довкілля внаслідок природокористування (від натурального до колапсу), а також викладено особливості різних видів природокористування. Зазначимо також, що методика П. Шищенка ([66, 67]) модифікувалася в 2000 р. М. Заячуком для визначення антропогенної перетвореності агроугідь Чернівецької області (див. [60]) та у 2011 р. К. Дарчуком і М.-Т. Атаманюк ([91]) – для відповідного аналізу адмінрайонів Івано-Франківської області, а також використовувалася С. Хрищук і Р. Безпальком ([92], 2013) для розрахунку антропогенної перетвореності ландшафтів у адмінрайонах Чернівецької області та Л. Сорокіною ([93], 2013) під час оцінки такої перетвореності в транскордонному регіоні Полісся з урахуванням і його радіоактивного забруднення.

У працях першого автора цієї статті В. Самойленка обґрунтовано фундаментальні підвалини гідроінвайронментології ([76, 77, 80]) із запровадженням поняття про фазову та параметричну стійкість і надійність ландшафтів (як визначеним чином модельно формалізованих геосистем певної ландшафтно-територіальної структури, ЛТС). При цьому вирізняється, як підтип, фазово-антропізаційна стійкість, яка відображає міру "залишкової", на час аналізу, здатності ландшафтів до природної саморегуляції. Згідно з принципами параметризації модельних оцінювань цієї стійкості, розробленими В.Самойленком і його колегами-учнями щодо різноманітних ЛТС (басейнових, екомережних, геотонних) ([78, 79, 80, 81, 82]), фазово-антропізаційна стійкість кількісно знаходиться в оберненому зв'язку із ступенем антропізації ландшафтів. Ця стійкість, на розвиток вже відзначених підходів К.Гофмана та П. Шищенка ([87, 88, 66, 67]) та з огляду на певним чином задану функціональну структуру природокористування, початково моделюється за індексом зазначеної стійкості ($I_{\text{ФАС},k}$, у %), який у загальному вигляді подається як

$$I_{\text{ФАС},k} = 100 - I_{\text{АНТ},k} = 100 - \sum_{i=1, j=1}^{n_{\text{rq},k}} (r_{k,i})_{qj} p_{k,i,j} , \quad (2)$$

де $I_{\text{АНТ},k}$ – середньовиважений (за площами відповідних полів) *індекс антропізації* k -тої модельної геосистеми (у %); $p_{k,i,j}$ – загальна частка площі її полів (без площі власне водних об'єктів) з i -тим рангом антропогенної перетвореності та j -тим індексом глибини такої перетвореності (в частках одиниці); $r_{k,i}$ – значення i -того рангу (у %), яке визначається за типом (підтипом) певних функціонально-природокористувальних підсистем геосистеми (природоохоронної, агропромислової, селитебної, промислової, транспортної тощо); q_j – чисельний визначник j -того індексу, який деталізує значення r_i в межах їхніх інтервалів для певних рангів; $n_{\text{rq},k}$ – кількість комбінацій i -того рангу та j -того індексу.

Для безпосереднього застосування моделі (2) в працях В. Самойленка з колегами запропоновано спеціальну категорійну шкалу відношень (для розрахунку $(r_{k,i})_{qj}$) та семиступеневу категорійно-класифікаційну схему рівнів стану геосистеми за ознаками її здатності до саморегуляції. Крім того, по-перше, для визначення міри антропізації власне водних об'єктів ("виведених" з (2)) можна застосовувати підходи, розроблені в [82] для моделювання т.зв. гідромережної фазово-етологічної стійкості. По-друге, в [82] обґрунтовано поняття щодо геопозитивних і геонегативних

функціонально-природокористувальних підсистем, змістово схоже до вже розглянутого вирізнення природно-акцентованих земельних покривів У. Вальца та К. Штайна тощо (див. раніше), та модель і схему індексу т.зв. (квазі)природно-ландшафтної стійкості, які категорують співвідношення площ зазначених підсистем. Загалом у [76-82] розроблено низку й інших, методично корисних рішень з модельної параметризації ландшафтів, їхніх меж і землекористування, в т.ч. щодо берегової зони великих рівнинних водосховищ тощо.

Доцільно окремо зупинитись і на низці характерних розробок четвертої концепції, які стосуються оцінювання та оптимізації антропогенних навантажень на різні ландшафти. Так, відомою є праця словацьких вчених І. Риборські та Е. Гойке ([94, 60], 1988), де, зокрема, запропоновано коефіцієнти екологічної стабільності агроландшафтів (наприклад, для пасовищ – 0,68, для ріллі – 0,14 тощо).

На розвиток підходів [94], по-перше, Є. Клементовою та В. Гейніге було розроблено методику оцінювання стійкості агроландшафтів ([95], 1995). Вона застосовувалася, наприклад, А. Якимчуком для визначення антропогенного навантаження на регіональні ландшафтні парки ([96], 2006) та І. Нетробчук ([97], 2012) для оцінювання екологічної збалансованості ландшафтів Верхньої Прип'яті. Власне методика [95] та її застосування ([96, 97] тощо) оперує двома середньовиваженими за відповідними площами коефіцієнтами т.зв. екологічної стабільності ландшафту, а саме КЕСЛ₁ і КЕСЛ₂. КЕСЛ₁ фактично віддзеркалює співвідношення сум площ типів землекористування, сприятливих (лісів, лук, заповідників тощо) та несприятливих (рілля, забудова, дороги та ін.) для зазначеної стабільності. У формулі КЕСЛ₂ в чисельнику – суми добутку часток площ біотехнічних елементів (типів землекористування) на т.зв. коефіцієнти екологічного значення цих елементів (від 1,0 для лісів до 0 для забудови) і т.зв. коефіцієнт геоморфологічної стійкості рельєфу, а в знаменнику – загальна площа певної території. При цьому на основі КЕСЛ₁ і КЕСЛ₂ також застосовуються категорійно-класифікаційні схеми з поділом ландшафтів на нестабільні, умовно, мало й середньо стабільні, стабільні тощо. Зазначимо також, що у [97] додатково використано й методику п'ятибальної оцінки антропогенного навантаження на території Б. Кочурова та Ю. Іванова ([98], 1987).

По-друге, на основі [94] А. Третьяком та ін. ([99], 2001) розроблено рекомендації з оцінки екологічної стабільності агроландшафтів та сільськогосподарського землекористування, в яких пропонується розраховувати середньовиважені за площами коефіцієнт такої стабільності та коефіцієнт антропогенного навантаження агроландшафтів з вирізненням кількісних градацій міри стабільності землекористування. Аналогічні до [94], [95] і [99] підходи використано й у праці М. Клименка ([100], 2012) під час аналізу стану земельних ресурсів басейну річки Горинь, а також в розробках інших дослідників.

Крім того, "Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні" ([101], 2007) оперує т.зв. регіональним інтегральним екологічним показником стану земельних ресурсів, у чисельнику якого містяться числові параметри бонітету ґрунтів, продуктивності й частки (в площі регіону) антропогенних ландшафтів і коефіцієнта наявності небезпечних відходів, а в знаменнику – продуктивності й частки антропогенно-природних ландшафтів. При цьому до антропогенних ландшафтів віднесено рілля та забудовані землі, а до антропогенно-природних – пасовища, перелоги, сіножаті, ліси, заболочені землі, території під поверхневими водами, сухі землі без рослинного покриву тощо. За визначеними діапазонами зазначеного інтегрального показника характеризується певна ситуація із земельними ресурсами (від сприятливої до кризової).

Також слід відзначити, по-перше, працю О. Загультської ([102], 2014), де ступінь антропоізації на аеро- і космоснімках подається через т.зв. антропофізіономічність ландшафтів, тобто міру "насичення" їх антропогенними елементами, з градаціями цього "насичення" до 30%, від 31 до 60% і більше 60% від відповідної площі та реалізацією таких підходів під час вивчення ландшафтів західної частини України. По-друге, С. Руденком ([103], 2013) проаналізовано сучасний природно-ресурсний потенціал фізико-географічних областей України.

По-третє, в публікації З. Паньківа ([104], 2008) комплексно розглянуто сучасні проблеми стану та використання земельних ресурсів України. Так, з одного боку, зважаючи і на чинне законодавство й нормативні акти (див. [105]), землі держави за цільовим призначенням наразі поділено на 19 видів, а саме на землі: сільськогосподарського призначення; житлової та громадської забудови; природно-заповідного та іншого природоохоронного призначення; оздоровчого призначення; рекреаційного призначення; історико-культурного призначення; лісового фонду; водного фонду, а також землі промисловості, транспорту, зв'язку, енергетики, оборони та іншого призначення. З іншого боку ([104]), земельний фонд України розподіляється на категорії (види з подальшим їхнім поділом) земельних угідь, тобто земель, що систематично використовуються або придатні для визначених цілей господарювання (економічної діяльності) та мають оригінальні природно-історичні атрибути. За такі категорії правлять: сільськогосподарські землі (з поділом на власне сільськогосподарські угіддя та інші сільськогосподарські землі); ліси та інші вкриті лісом площі; забудовані землі; відкриті заболочені землі; сухі відкриті землі з особливим рослинним покривом; відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом, а також води (території під поверхневими водами).

По-четверте, в праці Е. Елліса (E.C. Ellis) з колегами ([106], 2013) змодельовано карту тривалості та інтенсивності землекористування в Європі та частині Азії, а також відсоток відновлених земель у порівнянні з піком антропогенного навантаження на них. Згідно з цією картою понад 20% території зазначеного макрорегіону залучено до інтенсивного використання людиною три тисячі років тому, при цьому для більшості ландшафтів України початок інтенсивного землекористування потрапив в інтервал 250-500 років тому, а згаданий відсоток відновлених ландшафтів є мізерним. Крім того, методично цікавими є керівництво з картографування землекористування в Австралії ([107], 2011), де в концептуальні засади цього картографування покладено синтез таких понять, як власне "землекористування", "продукт землекористування", "земельний покрив", "практика управління земельними ресурсами" та "землевласність", а також огляд О. Караїма ([114], 2011) щодо стану регулювання управління ландшафтним потенціалом в іноземних державах і Україні.

По-п'яте, в трьох публікаціях одного з авторів цієї статті (В. Пласкальний, [108-110], 2014, 2015) вже було зроблено попередній огляд розробок, що стосуються міри антропоізації ландшафтів, зокрема, крім певних, вже висвітлених вище, праці С. Романчука з методики антропогенно-ландшафтних реконструкцій давнього природокористування ([111], 1998), роботи А. Райфа та Х. Валентовські (A. Reif & H. Walentowski, [112], 2008) щодо обирання критеріїв натуральності для завдань охорони довкілля та публікації К. Шльойпнер і У. Шнайдера (C. Schleupner, U. Schneider, [113], 2012) щодо геоінформаційного оцінювання потенціалу водно-болотних угідь Європи.

Підводячи підсумок проведеного вище ретроспективного аналітичного огляду вирізнених нами принципових чотирьох концепцій ідентифікації міри антропоізації

ландшафтів, можна, крім вже означених оцінювальних міркувань, зробити такі **узагальнені методично-прикладні висновки за проблемою**, що досліджується, з урахуванням невіршених наразі аспектів і перспектив.

1. Принциповим для розуміння змісту, схожості та/або відмінностей концепцій архіретроспективного, созологічно-ідеалізованого, актуально-потенційного та геокологічно-природокористувального аналізу природності / міри антропізації ландшафтів є наразі досить еклектичне тлумачення (в т.ч. переклад українською) вихідних понять, що подаються англійською як "naturalness" (природність або натуральність) і "natural" (природний або натуральний). На наш погляд, поняття "природність" і "природний" доцільно методично застосовувати у випадку порівняння стану реальних антропізованих ландшафтів з їхнім референційним природним станом (у т.ч. гіпотетично-інваріантним тощо). Натомість поняття "натуральність" і "натуральний" має використовуватися без зазначеного порівняння і стосуватися міри успадкованої, набутої чи успадковано-набутої (див. [80]) здатності реальних ландшафтів до природної (нестучної) самоорганізації та саморегуляції, тобто організації та регуляції речовинно-енергетичних потоків в єдиній системі (див. [2]). При цьому риси такої саморегуляції можуть докорінно відрізнятися від тих, що існували "до антропізації" тощо, будучи, втім, все-рівно аналогічним певним природним (нестучним) процесам і т.ін. За таких умов очевидно, що концепція архіретроспективного аналізу природності ландшафтів оперує поняттям саме природності (а, подекуди, квазіприродності з огляду на "уявність" референційних ландшафтів), а концепції актуально-потенційного та геокологічно-природокористувального аналізу міри антропізації ландшафтів – поняттям натуральності в щойно зазначеному його розумінні. А от концепція незайманості ландшафтів (созологічно-ідеалізованого аналізу), особливо з огляду на практичну відсутність наразі непорушених (незайманих) людиною ландшафтів (див. вже згадані праці [106, 2]), загалом мала б оперувати поняттям натуральності. Утім, через відзначену ще С. Вінтер ([3]) оманливість і неправильне застосування змістових конструкцій, ця концепція потребує істотного уточнення та обумовленої інтеграції в інші концепції, скоріш за все гемеробності, позаяк наразі тяжіє скоріш до "побутових інтерпретацій ландшафту" за [2] і не є робочою для подальшого аналізу та удосконалення.

2. Концепції актуально-потенційного (гемеробності) та геокологічно-природокористувального аналізу є принципово змістово-методично подібними. Обидві оперують обумовленим експертним визначенням міри антропізації реальних ландшафтів в залежності від видів природокористування (а фактично, за змістом відповідних вже розглянутих праць, видів землекористування, що ми й будемо далі використовувати як термін) та наслідків такого користування за його інтенсивністю, тривалістю та іншими особливостями. При цьому останні можуть містити й аналітичне узагальнювання результатів польових обстежень. Натомість концепція архіретроспективного аналізу природності є геть відмінною від щойно зазначених двох концепцій, позаяк базується, насамперед, на зіставленні реальних ландшафтів з референційними природними, що властиве лише цій концепції. З огляду на відповідний актуальний доступний геоінформаційний базис для верифікації та реалізації, концепції гемеробності та геокологічно-природокористувального аналізу є зараз найбільш застосовними та відкритими для подальшої їхньої удосконалювальної модифікації, в т.ч. на основі певної їхньої інтеграції та щодо вітчизняних теренів. Концепція ж архіретроспективного аналізу є надзвичайно складною для втілення стосовно всіх типів ландшафтів, передусім через проблеми із задаванням потрібних параметрів референційних ландшафтів.

3. Вельми своєчасною наразі є розробка та втілення нових сучасних концептуальних засад і власне методики аналізу міри антропоізації ландшафтів України, яка має відповідати таким принципам і підходам, як:

1) синергічне поєднання та удосконалення усіх розглянутих вище корисних методично-прикладних надбань концепцій гемеробності та геоekологічно-природокористувального аналізу, в т.ч. для забезпечення інтероперабельності апарата нової методики в загальноєвропейському контексті;

2) застосування таких визначальних модельно-параметричних систем оцінювання міри антропоізації ландшафтів, як категорійно-класифікаційна схема (шкала) цієї міри (на кшталт табл.1 тощо) з відповідним їй середньовиваженням за площами індексом антропоізації та індекс співвідношення площ геопозитивних (природно-акцентованих, близьких до природи, див. раніше) та геонегативних землекористувальних систем з власною його шкалою. При цьому, з огляду на розуміння антропоізації ландшафтів як процесу їхнього виникнення та/або зміни через антропогенний вплив певної інтенсивності, а наслідків цього процесу – як існування різною мірою антропоізованих ландшафтів, таку міру за першою шкалою доцільно категорувати із взаємопоєднаним вирізненням відповідних рівнів гемеробності, інтенсивності антропогенного впливу та геоekологічної сприятливості або несприятливості заданих систем землекористування;

3) створення нової шкали міри антропоізації ландшафтів України на основі порівняльного аналізу іноземного та вітчизняного досвіду поєднання певної інтенсивності антропогенного впливу (рівнів гемеробності, перетвореності тощо) із визначеними системами землекористування (природокористування), в т.ч. земельними покриттями тощо. При цьому, по-перше, слід враховувати: відповідні відмінності в зарубіжному досвіді, а також специфіку невластивих західній і центральній Європі наслідків колишнього "соціалістичного господарювання", успадкованих Україною (насамперед тотальної гідромеліорації земель і спрямлення русел річок, створення "надмірного" каскаду великих рівнинних водосховищ тощо); чинне українське земельне законодавство; необхідність окремого "антропоізаційного" аналізу водних об'єктів і їхніх берегових зон як аква-теральних ландшафтів; потребу в створенні нерівномірної за межами градацій шкали міри антропоізації, де збільшення цієї міри буде підпорядковане певній нелінійній прогресії тощо. По-друге, слід зважати на можливість задавання чисельних параметрів всередині певних градацій шкали міри антропоізації не тільки через якісні атрибути (наприклад, стосовно різних об'єктів природоохоронного або селитебного землекористування), а й через специфічні кількісні атрибути (наприклад, щільність автодоріг і залізничних колій тощо);

4) виконання власне верифікаційного моделювання міри антропоізації ландшафтів шляхом початкового формалізованого вирізнення полів землекористувальних систем (як полів гемеробності або гемерохор) в межах певних агрегацій референційних ландшафтів, за які можуть правити межі фізико-географічних областей і районів України тощо. Такий підхід можна буде розглядати як певне залучення до концепції актуально-потенційного (гемеробності) та геоekологічно-природокористувального аналізу окремих положень концепції архіретроспективного аналізу природності ландшафтів. При цьому доцільно дослідити й можливість врахування невідповідності конкретних землекористувальних систем обраним атрибутам біотичних і абіотичних компонентів реальних ландшафтів.

Висновки.

1. На основі понад 110 репрезентативних першоджерел проведено систематизований ретроспективний аналітичний огляд вирізнених чотирьох європейських і вітчизняних концепцій ідентифікації міри антропоізації ландшафтів, а саме концепцій архіретроспективного (природності), соціологічно-ідеалізованого (незайманості), актуально-потенційного (гемеробності) та геоекотично-природокористувального аналізу природності / міри антропоізації ландшафтів.

2. З огляду на відповідний актуальний доступний геоінформаційний базис для верифікації та втілення, концепції гемеробності та геоекотично-природокористувального аналізу є наразі більш застосовними та відкритими для подальшої їхньої удосконалювальної модифікації, в т.ч. на основі певної їхньої інтеграції та щодо території України.

3. Отримано узагальнені методично-прикладні висновки за проблемою, які окреслюють принципи та підходи до обґрунтування та наступної реалізації сучасних концептуальних засад і методики визначення й аналізу міри антропоізації ландшафтів України, якій буде притаманна загальноєвропейська інтероперабельність.

4. Наступними кроками досліджень уявляється власне розробка зазначених концептуальних засад і методики, а також критичний аналіз наявного та формування адекватного геоінформаційного базису для подальшої імплементації запропонованих нових підходів шляхом аналізу міри антропоізації фізико-географічних областей України.

Список літератури

1. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології: Підручник. – К.: Либідь, 1993. – 224 с. 2. Гродзинський М.Д. Ландшафтна екологія: Підручник. – К.: Знання, 2014. – 550 с. 3. Winter S. Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management // *Forestry*. – 2012. – Vol.85, No.2. – P.293-304. 4. Walz U., Stein C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany // *Journal for Nature Conservation*. – 2014. – Vol.22. – P.279-289. 5. Охрана ландшафтов: Толковый словарь. – М.: Прогресс, 1982. – 272 с. 6. Peterseil J., Wrbska T., Plutzer C. et al. Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes – the SINUS approach // *Land Use Policy*. – 2004. – Vol.21. – P.307-320. 7. Plutzer C. et al. Linking the wilderness continuum concept to protected areas // *Conference Volume of 5th Symposium for Research in Protected Areas*, 10 to 12 June 2013, Mittersill. – P.587-590. 8. Kowarik I. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien // In: Otto Fränze, Felix Müller, Winfried Schröder (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften – Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. – Weinheim: Wiley-VCH, 2006. – Vol.16. – VI-3.12. – S.1-18. 9. Українська екологічна енциклопедія: друге видання / За ред. Р. Дяківа. – К.: МЕФ, 2006. – 808 с. 10. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 637 с. 11. Angermeier P.L. The natural imperative for biological conservation // *Conserv. Biol.* – 2000. – Vol.14. – P.373-381. 12. Colak A.H. et al. Combining 'naturalness concepts' with close-to-nature silviculture // *Forstwiss. Centralbl.* – 2003. – Vol.122. – P.421-431. 13. Wehenkel C. et al. Is there a positive relationship between naturalness and genetic diversity in forest tree communities? // *Invest. Agraria-sistemas Y recursos For.* – 2009. – V.18. – P.20-27. 14. Lesslie R. et al. *National Wilderness Inventory: Handbook of Principles, Procedures and Usage*. – Canberra: Australian Heritage Commission, 1993. 15. Mackey et al. *The Role of Wilderness in Nature Conservation* // Report to The Australian and World Heritage Group Environment Australia. – Canberra: The School of Resource Management and Environmental Science, the Australian National University, 1998. – 89 p. 16. *The European Environment State and outlook 2005*. – Copenhagen: European Environmental Agency, 2005. – 570 p. 17. *Wild Europe 2012. A Working Definition of European Wilderness and Wild Areas*. – Available at: <http://www.panparks.org/sites/default/files/docs/iyw/Definition-of-wilderness-for->

Europe.pdf. – 16 p. **18.**Jalas J. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch // *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica*. – 1955. – V.72. – P.1-15. **19.**Tüxen R. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung // *Angewandte Pflanzensoziologie*. – 1956. – V.13. – P.5-42. **20.**Sukopp H. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen // *Berichte über Landwirtschaft*. – 1972. – V.50. – P.112-139. **21.**Sukopp H. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland // *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. – 1976. – V.10. – P.9-26. **22.**Blume H.-P., Sukopp H. Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen // *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. – 1976. – V.10. – P.75-89. **23.**Fischer H.S., Winter S. et al. Improving Transboundary Maps of Potential Natural Vegetation Using Statistical Modeling Based on Environmental Predictors // *Folia Geobot.* – 2013. – DOI 10.1007/s12224-012-9150-0. – 21 p. **24.**Bohn U. et al. The Map of the Natural Vegetation of Europe and its application in the Caucasus Ecoregion // *Bulletin of the Georgian National Academy of Sciences*. – 2007. – Vol.175. – №1. – P.112-121. **25.**Matuszkiewicz J.M. Potencjalna roślinność naturalna Polski. – Warszawa: IGiPZ PAN, 2008. – 12 p. **26.**Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview. – EEA, 2014. – 152 p. **27.**Steinhardt U. et al. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation // In: Pykh Y.A., Hyatt D.E., Lenz R.J. (eds): *Environmental Indices – System Analysis Approach*. – Oxford: EOLSS Publ., 1999. – P.237-254. **28.**Grabherr G. et al. 1998 Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. – Publication of the Austrian MaB-Programme 17. – Innsbruck, Austria, 1998. – Available at: http://131.130.59.133/projekte/hemerobie/hem_forest.htm#Methods. – 493 p. **29.**Kowarik I. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation: Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West) // *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*. – 1988. – V.56. – P.1-280. **30.**Wrbka T. et al. Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators // *Land Use Policy*. – 2004. – V.21(3). – P.289-306. **31.**Kim Y.-M., Zerbe S., Kowarik I. Human impact on flora and habitats in Korean rural settlements. – Praha: Preslia, 74, 2002. – P.407-419. **32.**Csorba P., Szabó S. Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary // *Hungarian Geographical Bulletin*. – 2009. – Vol.58. – No2. – P.91-99. **33.**Bossard M. et al. CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. Technical report No 40. – Copenhagen: EEA, 2000. – 105 p. **34.**Kiedrzyński M. et al. Historical Land Use, Actual Vegetation and the Hemeroby levels in ecological evaluation of an urban river valley in perspective of its rehabilitation plan // *Pol. J. Environ. Stud.* – 2014. – Vol.23. – No.1. – P.109-117. **35.**Fu B.-J. et al. Evaluating change in agricultural landscape pattern between 1980 and 2000 in the Loess hilly region of Ansai County, China // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. – 2006. – V.114. – P.387-396. **36.**Tasser E. et al. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region // *Ecological Indicators*. – 2008. – V.8. – P.204-223. **37.**Brentrup F. et al. Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept // *International Journal of Life Cycle Assessment*. – 2002. – V.7. – P.339-348. **38.**Paracchini M.L., Capitani C. Implementation of a EU wide indicator for the rural-agrarian landscape. – JRC scientific and technical reports (EUR 25114 EN-2011). – Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011. – 89 p. **39.**Zebisch M. et al. Landscape response functions for biodiversity – assessing the impact of land-use changes at the county level // *Landscape and Urban Planning*. – 2004. – V.67. – P.157-172. **40.**Eurostat Statistics Explain: Agri-environmental indicator – landscape state and diversity. – 2012. – Web source: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained>. **41.**Glawion R. Ökosysteme und Landnutzung // In H.Liedtke, & J. Marcinek (Eds.), *Physische Geographie Deutschlands*. – Perthes Geographie Kolleg, 2002. – 3rd ed. – Vol.62. – P.289-319. **42.**Marks R. & Schulte W. Anthropogene Einflüsse // In H. Leser, & H.-J. Klink (Eds.), *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25)*. – Trier: Forschungen zur deutschen Landeskunde, 1988. – V.228. – P.213-226. **43.**Rüdiger J. et al. Distance to nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. – *Ecological Indicators*. – 2012. – V.15. – P.208-216. **44.**Frank S. Development and Validation of a Landscape Metrics Based Approach for Standardized Landscape Assessment Considering Spatial Patterns. Statement of the PhD Candidate. – Technische Universität Dresden, 2014. – 97 p. **45.**IOER Monitor – Monitor of Settlement and Open Space Development.

– Leibniz Institute of Ecological Urban and Regional Development, 2015. – Web source: <http://www.ioer-monitor.de>. **46.**Anderson J.E. A conceptual-framework for evaluating and quantifying naturalness // *Conserv. Biol.* – 1991. – V.5. – P.347-352. **47.**Klotz S. & Kühn I. Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation // *Schriftenreihe für Vegetationskunde.* – 2002. – V.38. – P.241-246. **48.**Hornschuch F., Riek, W. Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe? Bewertung der Natürlichkeit anhand verschiedener Kompartimente und Diversitätsebenen unter besonderer Berücksichtigung des Bodens (Literaturstudie) // *Waldökologie Landsch Naturschutz.* – 2009. – V.7. – P.35-53. **49.**Jedicke E. Natur oder Kunstnatur? Naturnähe und Hemerobie // In *Leibniz-Institut für Länderkunde (Ed.), Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Klima, Pflanzen und Tierwelt (1st ed.).* – Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag., 2003. – P.28-29. **50.**Petriccione B. Aspects of biological diversity in the CONECOFOR lots. VII. Naturalness and dynamical tendencies in plant communities // In *Aspects of Biodiversity in Selected Forest Ecosystems in Italy: Status and Changes over the Period 1996-2003.* – *Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura.* – 2006. – V.30 (Suppl. 2). – P.93-96. **51.**Дідух Я.П. Основи біоіндикації: Монографія. – К.: Наукова думка, 2012. – 344 с. **52.**Дідух Я.П., Хом'як І.В. Оцінка енергетичного потенціалу екотопів залежно від ступеня їх гемеробії (на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу) // *Український ботанічний журнал.* – 2007. – Том 64. – №1. – С.62-77. **53.**Кучерявий В. Сталий розвиток: глобальні, регіональні і локальні проблеми природокористування // *Праці Наукового товариства ім. Шевченка.* – Л., 2001. – Т.VII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми природокористування та біорозмаїття Львівщини. – С.19-27. **54.**Гончаренко І.В., Ігнатюк О.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Лісова рослинність урочища Феопанія та її антропогенна трансформація // *Екологія та ноосферологія.* – 2013. – Том 24. – №3-4. – С.51-63. **55.**Frank D., Klotz S. Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR // *Wiss. Beitr. M.-Lutther-Univ., Halle-Wittenberg P.* – 1990. – No.41. – S.1-167. **56.**Мильков Ф.Н. Физическая география: учение о ландшафте и географическая зональность. – Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1986. – 224 с. **57.**Richter H. Geographische Aspekte der sozialistischen Landeskultur // *Studienbücherei Geographie.* – 1979. – Band 17. **58.**Haase G. Medium scale landscape classification in the German Democratic Republic // *Landscape Ecology.* – 1989. – V.3. – Issue 1. – P.29-41. **59.**Денисик Г.І. Лісополе України: Монографія. – Вінниця: Вид-во "Тезис", 2001. – 284 с. **60.**Денисик Г.І. Антропогенне ландшафтознавство: Навчальний посібник. – Вінниця: ПП "ТД "Едельвейс і К", 2012. – 336 с. **61.**Исаченко А.Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. – М.: Высш. шк., 1991. – 366 с. **62.**Leser H. Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. – Stuttgart: Eugen Ulmer, 1991. – 647 p. **63.**Richling A., Solon J. Ekologia krajobrazu: wyd. V, zmienione i rozszerzone. – Wydawnictwo Naukowe PWN, 2011. – 464 s. **64.**Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. – К.: Лікей, 1995. – 233 с. **65.**Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір: Монографія у 2-х т. – К.: Київський університет, 2005. – Т. 1. – 431 с. – Т. 2. – 503 с. **66.**Шищенко П.Г. Прикладная физическая география: Учебное пособие. – К.: Вища школа, 1988. – 192 с. **67.**Шищенко П.Г. Принципы и методы ландшафтного анализа в региональном проектировании: Монография. – К.: Фитосоциоцентр, 1999. – 284 с. **68.**Шищенко П.Г., Гавриленко О.П., Муніч Н.В. Геоэкология: теоретичні та практичні аспекти: Монографія (ел. версія). – К.: Альтерпрес, 2014. – 468 с. **69.**Шищенко П.Г., Гавриленко О.П. Геоэкологичне обґрунтування проектів природокористування: підручник (ел. версія). – К.: Альтерпрес, 2014. – 414 с. **70.**Шищенко П.Г., Гавриленко О.П. Конструктивно-географічні основи раціонального природокористування: Підручник (ел. версія). – К.: ДП "Прінт Сервіс", 2015. – 395 с. **71.**Петлін В.М. Конструктивне ландшафтознавство. – Л.: Вид. центр ЛНУ ім. І.Франка, 2006. – 357 с. **72.**Пащенко В.М. Методологія постнекласичного ландшафтознавства. – К., 1999. – 284 с. **73.**Руденко В.П. Географія природно-ресурсного потенціалу України. – Львів: Світ, 1993. – 240 с. **74.**Ковальчук І.П. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз. – Львів: Вид-во Ін-ту Українознавства, 1997. – 440 с. **75.**Дмитрук О.Ю. Урбанізовані ландшафти: теоретичні та методичні основи конструктивно-географічного дослідження: Монографія. – К.: Обрії, 2004. – 240 с. **76.**Самойленко В.М. Математичне моделювання в

геоекології: Навчальний посібник. – К.: ВПЦ "Київський університет", 2003. – 199 с.

77.Самойленко В.М. Гідроінвайронментологія: становлення і перспективи // *Фізична географія та геоморфологія*. – 2005. – № 47. – С.69-78.

78.Самойленко В.М. Геоінформаційне моделювання екомережі: Монографія / В.М. Самойленко, Н.П. Корогода. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 224 с.

79.Самойленко В.М. Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем: Монографія / В.М. Самойленко, К.О. Верес. – К.: Ніка-Центр, 2007. – 296 с.

80.Самойленко В.М. Модельна ідентифікація берегових геосистем: Монографія / В.М. Самойленко, І.О. Діброва. – К.: Ніка-Центр, 2012. – 328 с.

81.Самойленко В.М. Навчання географії: Понятійно-термінологічний словник (з грифом МОН України) / В.М.Самойленко, Я.Б.Олійник, Л.П.Вішнікіна, І.О.Діброва. – К.: Ніка-Центр, 2014. – 352 с.

82.Самойленко В.М. Моделювання басейнових геосистем: Монографія / В.М. Самойленко, Д.В. Іванок. – К.: ДП "Прінт Сервіс", 2015. – 208 с.

83.Сочава В.Б. Введение в учение о геосистемах. – Новосибирск: Наука, 1978. – 319 с.

84.Рябоконь О.В. Натурально-антропогенні ландшафти Поділля: структура, класифікація, оптимізація: автореф. дис... канд. геогр. наук: 11.00.11. – КНУ ім. Т. Шевченка. – Київ, 2015. – 20 с.

85.Білоус Л.Ф. Аналіз даних дистанційного зондування для інформаційної інвентаризації геосистем // *Геополітика і екогеодинаміка регіонів*. – 2014. – Т.10. – Вип.1. – С.92-97.

86.Маляренко О.С. Інтегративні методи оцінки залишкової здатності можливих та імперативних елементів регіональних екомереж до саморегуляції // *Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна*. – 2014. – № 1140. – Серія "Екологія". – Вип. 11. – С.35-41.

87.Гофман К.Г. Экономическая оценка природных ресурсов в условиях социалистического общества. – М.: Наука, 1977. – 205 с.

88.Социализм и природа: Научные основы соц. природопользования / М.Я Лемешев, В.А. Анучин, К.Г. Гофман и др. – М.: Мысль, 1982. – 222 с.

89.Волощук В.М. Географічні проблеми сталого розвитку України / В.М. Волощук, М.Д. Гродзинський, П.Г. Шищенко // *Український географічний журнал*. – 1998. – № 1. – С.13-18.

90.Закон України "Про Генеральну схему планування території України" від 07.02.2002 № 3059-III // *Відомості Верховної Ради України*. – 2002. – № 30.

91.Дарчук К.В., Атаманюк М.-Т.М. Регіональні особливості антропогенної перетвореності території Івано-Франківської області // *Науковий вісник Чернівецького університету*. – 2011. – Вип. 553-554: географія. – С.16-20.

92.Хрищук С.Ю., Беспалько Р.І. Антропогенна перетвореність як критерій оптимізації землекористувань на регіональному рівні // *Science and Education a New Dimension: Natural and Technical Sciences*. – 2013. – Issue 15. – P.138-141.

93.Сорокина Л.Ю. Оценка антропогенной трансформированности ландшафтов трансграничного Полесского региона // *Український географічний журнал*. – 2013. – №3. – С.25-33.

94.Риборські І., Гойке Е. Вплив складу угідь на екологічну стабільність території (словацькою мовою) // *Землевпорядні роботи в спеціальних умовах*. – Татранська Ломніца, 1988.

95.Клементова Е., Гейниге В. Оценка экологической устойчивости сельскохозяйственного ландшафта // *Мелиорация и водное хозяйство*. – 1995. – № 5. – С.24-35.

96.Якимчук А.Ю. Удосконалення методики оцінки антропогенного навантаження на регіональні ландшафтні парки та розроблення природоохоронних заходів // *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. – 2006. – Вип.16.6. – С.18-22.

97.Нетребчук І. Оцінка антропогенного навантаження та екологічної збалансованості ландшафтів річкової долини Верхньої Прип'яті в межах Волинської області // *Науковий вісник Чернівецького університету*. – 2012. – Вип.612-613: географія. – С.133-136.

98.Кочуров Б.И., Иванов Ю.Г. Оценка эколого-хозяйственного состояния территории административного района // *География и природопользование*. – 1987. – №4. – С.49-54.

99.Методичні рекомендації оцінки екологічної стабільності агроландшафтів та сільськогосподарського землекористування / А.М. Третяк, Р.А. Третяк, М.І. Шквир. – К.: Інститут землеустрою УААН, 2001. – 15 с.

100.Клименко М.О. Стан земельних ресурсів басейну річки Горинь // *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. – 2012. – № 1. – С.69-73.

101.Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні / Затвердж. наказом Мінприроди України № 584 від 14.11.2008 р. – К.: 2007. – 10 с.

102.Загальська О.Б. Природні чинники антропоізації ландшафтів у західній частині України // *Геополітика і екогеодинаміка регіонів*. – 2014. – Т. 10. – Вип.1. – С.547-552.

103.Руденко С.В. Природно-ресурсний

потенціал фізико-географічних регіонів України: суспільно-географічне дослідження : автореф. дис... канд. геогр. наук: 11.00.02. – КНУ ім. Т. Шевченка. – Київ, 2013. – 20 с.

104.Паньків З.П. Земельні ресурси: Навчальний посібник. – Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2008. – 272 с. **105.**Про затвердження Класифікації видів цільового призначення земель / Наказ Державного комітету України із земельних ресурсів від 23.07.2010 № 548. – 18 с. **106.**Ellis E.C. et al. Used planet: a global history // Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA. – 2013. – V.110 (Is. 20). – P.7978-7985. **107.**Guidelines for land use mapping in Australia: principles, procedures and definitions. – Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences. – Fourth edition. – Canberra: Commonwealth of Australia, 2011. – 132 p. **108.**Пласкальний В.В. Огляд теоретико-прикладних основ оцінювання стійкості геосистем для визначення їхньої стану в умовах антропогенного тиску // *Геополітика і екогеодинаміка регіонів*. – 2014. – Т.10. – Вип.2. – С.180-185. **109.**Пласкальний В.В. Теоретико-прикладні основи визначення стану та оцінювання стійкості геосистем в умовах антропогенного тиску // *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна*. – 2014. – № 1140. – Серія "Екологія", вип. 11. – С.83-89. **110.**Пласкальний В.В. Сучасні підходи до аналізу антропоізації геосистем // Конструктивна географія і картографія: стан, проблеми, перспективи. Матеріали доповідей Всеукраїнської наукової конференції. – Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2015. – С.24-28. **111.**Романчук С.П. Історичне ландшафтознавство: Теоретико-методологічні засади та методика антропогенно-ландшафтних реконструкцій давнього природокористування: Монографія. – К.: РВЦ "Київський університет", 1998. – 146 с. **112.**Reif A., Walentowski H. The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europa // *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*. – 2008. – V.6. – P.63-76. **113.**Schleupner C., Schneider U. GIS-based estimation of wetland conservation potentials in Europe // *Applied ecology and environmental research*. – V.10(4). – P.385-403. – Web source: <http://www.ecology.uni-corvinus.hu>. **114.**Караїм О.А. Особливості управління ландшафтным потенціалом природоохоронних територій зарубіжних країн // *Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки*. – 2011. – №11. – С.104-108. **115.**Європейська ландшафтна конвенція. Міжнародний документ від 20.10.2000 ETS № 176. Ратифіковано Законом України № 2831-IV (2831-15) від 07.09.2005. – ВВР. – 2005. – №51, ст.547. – Ел. ресурс: http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/994_154.

Систематизація концепцій ідентифікації міри антропоізації ландшафтів

Самойленко В.М., Пласкальний В.В.

Проведено систематизований ретроспективний аналітичний огляд вирізнених чотирьох європейських і вітчизняних концепцій ідентифікації міри антропоізації ландшафтів, а саме концепцій архіретроспективного (природності), соціологічно-ідеалізованого (незайманості), актуально-потенційного (гемеробності) та геоecологічно-природокористувального аналізу. Визначено принципи та підходи до обґрунтування та наступної реалізації методики аналізу міри антропоізації ландшафтів України, якій буде притаманна загальноєвропейська інтегрованість.

Ключові слова: ландшафти, антропоізація, природність, незайманість, гемеробність, геоecологічно-природокористувальний аналіз

Систематизация концепций идентификации меры антропоизации ландшафтов

Самойленко В.Н., Пласкальный В.В.

Проведен систематизированный ретроспективный аналитический обзор выделенных четырех европейских и отечественных концепций идентификации меры антропоизации ландшафтов, а именно концепций архиретроспективного (естественности), социологично-идеализированного (нетронутости), актуально-потенциального (хемеробности) и геоecолого-природопользовательского анализа. Определены принципы и подходы к обоснованию и последующей реализации методики анализа меры антропоизации ландшафтов Украины, которой будет свойственна общеевропейская интегрованість.

Ключевые слова: ландшафты, антропоизация, естественность, нетронутость, хемеробность, геоecолого-природопользовательский анализ

Classification of conceptions for identification of landscapes' anthropization extent
Samoylenko V.M., Plaskalni V.V.

There was implemented classified retrospective analytic survey of differentiated four European and home conceptions for identification of landscapes' anthropization extent. This survey is based on more than 110 representative primary sources and mentioned conceptions are conceptions of archiretrospective (naturalness), sozological-idealized (wilderness), actual-potential (hemeroby) and geoeological-nature-management analysis. Considering proper actual geoinformation basis, which is available for verification and realization, conceptions of hemeroby (actual-potential) and geoeological-nature-management analysis are for the present the most applicable and opened for their further improving modification including possible integration of these conceptions concerning the landscape and land use peculiarities of Ukraine. There were defined principles and/or approaches to foundation and future realization of procedure for analysis of Ukrainian landscapes' anthropization extent, which will have all-European interoperability. The first of such principles is synergetic combination of all useful achievements of mentioned two conceptions including interoperable aspect. The second approach expects application of such model-parametric tool for anthropization assessment as classified scheme of landscapes' anthropization extent depending on anthropogenic impact' extent of land use systems and corresponding to this scheme average-weighted by proper areas index of anthropization. The tool of the third approach is index of proportion for geoeological favorable land use systems (nature-accentuated or near-to-nature systems) and opposite to them geoeological unfavorable systems. Both the second and the third approaches identify landscape anthropization as the process of their generation and/or transformation through anthropogenic impact with specific intensity and consequences of this process as existence of different level anthropized landscapes. The fourth principle expects the creation of new scale of anthropization extent for Ukraine based on comparative analysis of foreign and home experience for connection of anthropogenic impact's definite intensity with determined land use systems or land cover systems as systems of land use consequences. This scale has to be nonlinear parameterized.

Keywords: landscapes, anthropization, naturalness, wilderness, hemeroby, geoeological-nature-management analysis

Надійшла до редколегії 03.03.2016

УДК 556.5 + 556.18

Хильчевський В.К.¹, Гребінь В.В.¹, Забокрицька М.Р.²

¹ - Київський національний університет імені Тараса Шевченка

² - Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки

**ОЦІНКА ГІДРОГРАФІЧНОЇ МЕРЕЖІ РАЙОНУ РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ ВІСЛИ
(ЗАХІДНОГО БУГУ ТА САНУ) НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ЗГІДНО ТИПОЛОГІЇ
ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ ЄС**

Ключові слова: Водна рамкова директива Європейського Союзу, типологія, річка, озеро

Вступ. Підписання Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом (ЄС) у 2014 р. передбачає імплементацію європейських стандартів та нормативів у різних галузях економіки та сферах діяльності у нашій країні. У сфері водних відносин у Європейському Союзі серед низки водоохоронних директив основним документом є Водна рамкова директива (ВРД), прийнята у 2000 р. [1]. У ВРД ЄС наголошується на інтегрованому управлінні водними ресурсами за басейновим принципом, за яким основною одиницею управління є район річкового басейну – територія суші і моря, що складається з одного або кількох річкових басейнів разом із пов'язаними з ними підземними, перехідними і прибережними морськими водами.

Законом України від 24.05.2012 р. № 4836-VI затверджена «Загальнодержавна цільова програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. – Т.1(40)