

DOI: [10.30970/gpc.2026.1.5217](https://doi.org/10.30970/gpc.2026.1.5217); УДК 911.3:556.5:004.9

Оцінка антропогенної трансформації водозбірних басейнів суббасейну Західного Бугу на основі індексу гемеробії та даних Sentinel-2

Назар Ваньо (orcid.org/0009-0004-4428-8525)

Львівський національний університет імені Івана Франка

nazar.vano@lnu.edu.ua

Анотація. У статті розглянуто результати геоінформаційного аналізу антропогенного впливу на водозбірні басейни суббасейну річки Західний Буг, виконаного на основі дослідження структури наземного покриву. Для цього використано мультиспектральні супутникові знімки Sentinel-2 та класифікацію CORINE Land Cover, що дало змогу створити узгоджений шар земного покриву для подальшого аналізу.

Методика дослідження ґрунтується на використанні індексу гемеробії як кількісного показника рівня антропогенної трансформації території. Класи наземного покриву були переведені у семибальну шкалу гемеробності, після чого за допомогою інструментів зональної статистики в ArcGIS Pro виконано просторове узагальнення значень індексу в межах водозбірних басейнів. Це дозволило отримати інтегральні показники антропогенного навантаження для кожного басейну.

Дослідження показало виразні відмінності у просторовому розподілі рівнів антропогенного впливу. Найбільшу частку займають β-евгемеробні ландшафти – вони охоплюють 51,94 % території. Далі йдуть α-евгемеробні (33,04 %), тоді як мезогемеробні становлять 14,16 %. Частка олігогемеробних і полігемеробних територій є зовсім незначною – відповідно 0,65 % та 0,21 %.

Розрахований інтегральний індекс гемеробії (HSI) для суббасейну дорівнює 4,19. Це відповідає рівню β–α евгемеробності та вказує на помірно високий ступінь антропогенної трансформації території. Найвищі значення індексу зафіксовано у водозборах, що припадають на урбанізовані та інтенсивно освоєні ділянки Львівської агломерації. Натомість у північній частині суббасейну, зокрема в межах Шацького поозер'я, переважають водозбори з нижчими показниками, що свідчить про краще збереження природних ландшафтів.

У різних частинах території чітко простежується відмінність у рівні антропогенного навантаження. Виявлені закономірності добре показують контрасти між значно зміненими урбанізованими й аграрними територіями та більш збереженими природними ділянками, що дає можливість порівнювати їх у кількісному вимірі. Отримані результати можуть слугувати надійною аналітичною основою для впровадження басейнового підходу в управлінні водними ресурсами, допомагати у прийнятті рішень у сфері просторового планування, а також використовуватися для оцінки й моніторингу екологічного стану водозбірних систем у межах інтегрованого природокористування.

Ключові слова: антропогенна трансформація; водозбірні басейни; суббасейн річки Західний Буг; індекс гемеробії; геоінформаційне моделювання; наземний покрив; CORINE Land Cover; Sentinel-2; зональна статистика.



Geoinformation assessment of anthropogenic transformation of catchments within the Western Bug sub-basin based on the hemeroby index and Sentinel-2

Nazar Vano (orcid.org/0009-0004-4428-8525)

Ivan Franko National University of Lviv

nazar.vano@lnu.edu.ua

Abstract. The article presents the results of a geoinformation analysis of anthropogenic impact on the catchments of the Western Bug River sub-basin, based on the study of land cover structure. Multispectral Sentinel-2 satellite imagery and the CORINE Land Cover classification were used to create a harmonized land cover layer for further analysis.

The research methodology is based on the use of the hemeroby index as a quantitative indicator of the level of anthropogenic transformation of the territory. Land cover classes were reclassified into a seven-point hemeroby scale, after which spatial aggregation of index values within catchments was performed using zonal statistics tools in ArcGIS Pro. This made it possible to obtain integrated indicators of anthropogenic pressure for each catchment.

The study revealed pronounced spatial differences in the levels of anthropogenic impact. β -euhemerobic landscapes dominate, covering 51.94% of the territory. They are followed by α -euhemerobic landscapes (33.04%), while mesohemerobic landscapes account for 14.16%. The share of oligohemerobic and polyhemerobic areas is negligible, amounting to 0.65% and 0.21%, respectively.

The calculated integral hemeroby index (HSI) for the sub-basin equals 4.19, corresponding to the β - α euhemerobic level and indicating a moderately high degree of anthropogenic transformation. The highest index values are observed in catchments associated with urbanized and intensively developed areas of the Lviv agglomeration. In contrast, the northern part of the sub-basin, particularly within the Shatsk Lakeland, is characterized by catchments with lower index values, indicating a better preservation of natural landscapes.

Clear differences in the level of anthropogenic pressure are observed across different parts of the territory. The identified patterns clearly reveal contrasts between highly transformed urban and agricultural areas and more preserved natural sites, enabling their quantitative comparison. The obtained results can serve as a reliable analytical basis for the implementation of the river basin approach in water resources management, support decision-making in spatial planning, and be used for the assessment and monitoring of the ecological status of catchment systems within the framework of integrated environmental management.

Keywords: anthropogenic transformation; catchments; Western Bug River sub-basin; hemeroby index; geoinformation modeling; land cover; CORINE Land Cover; Sentinel-2; zonal statistics.

Вступ. Антропогенна трансформація ландшафтів є одним із визначальних чинників зміни гідрологічного режиму річкових систем. Інтенсивне сільськогосподарське освоєння територій, урбанізація та розвиток інфраструктури спричиняють суттєві зміни у структурі землекористування, що впливає на формування поверхневого стоку та надходження забруднювальних речовин (Allan, 2004).

У сучасній європейській практиці дослідження річкових басейнів домінує басейновий підхід, закріплений у Водній рамковій директиві Європейського Союзу (2000/60/ЕС), що передбачає інтегроване оцінювання стану річкових

систем у межах водозборів (Directive 2000/60/EC, 2000; Пічура та ін., 2022; Ковальчук & Ковальчук, 2018).

Попри значну господарську освоєність території суббасейну річки Західний Буг, питання просторової диференціації антропогенної трансформації його водозбірних басейнів залишається недостатньо вивченим, особливо із застосуванням сучасних геоінформаційних методів та даних дистанційного зондування Землі (Ковальчук та ін., 2020).

Одним із ефективних інструментів такої оцінки є індекс гемеробії, який дає змогу кількісно визначити ступінь антропогенної трансформації природних ландшафтів та здійснити їх просторове ранжування (Walz & Stein, 2014; Peterseil et al., 2004).

Метою дослідження є кількісна оцінка просторової диференціації антропогенної трансформації водозбірних басейнів суббасейну річки Західний Буг на основі аналізу структури наземного покриття із використанням геоінформаційного моделювання.

Завдання дослідження:

1. Аналізувати теоретичні підходи до оцінювання антропогенного навантаження на водні екосистеми з використанням індексів природності та трансформації ландшафтів.

2. Виконати тематичну класифікацію супутникових знімків Sentinel-2 у межах суббасейну Західного Бугу з формуванням шару наземного покриття, узгодженого з номенклатурою CORINE Land Cover.

3. Здійснити зіставлення отриманих класів наземного покриття з відповідними рівнями гемеробії шляхом формування таблиці відповідності "наземний покрив (Corine Land Cover, надалі CLC) – бал антропогенної трансформації".

4. Розрахувати інтегральний індекс гемеробії для кожного суббасейну з використанням інструментів просторової статистики в ГІС-середовищі.

5. Проаналізувати просторову диференціацію антропогенного навантаження та визначити території з підвищеним рівнем трансформації водогосподарських систем.

Методика досліджень. Гемеробія сьогодні використовується як зручний показник, що дозволяє оцінити, наскільки сильно природні геосистеми зазнали впливу людини. У ландшафтній екології її розглядають як кількісну характеристику антропогенної трансформації територій, зокрема в межах водозбірних басейнів. Саме структура наземного покриття тут слугує своєрідним «дзеркалом», яке відображає рівень господарського освоєння та ступінь зміни природних ландшафтів під впливом людської діяльності. Походження цього терміна пов'язане з центральноєвропейською фітосоціологічною традицією середини ХХ століття, де він використовувався для характеристики залежності рослинних угруповань від умов, змінених діяльністю людини. Згодом поняття поширили на рівень ландшафтних систем: воно набуло ширшого змісту як показник віддаленості сучасного стану території від її потенційного природного стану (Walz & Stein, 2014).

Гемеробія відображає інтенсивність господарського впливу на структуру та функціонування геосистем і інтерпретується як градієнтна шкала зростання антропогенного навантаження – від природних або слабо трансформованих

територій до повністю техногенних ландшафтів. У межах водозбірних басейнів це проявляється через зміну структури землекористування, інтенсивність господарського освоєння території та трансформацію природних ландшафтів, що безпосередньо відображається у структурі наземного покриття. Такий підхід дає змогу здійснювати кількісне ранжування територій і проводити їх просторове порівняння в межах басейнових систем (Walz & Stein, 2014; Пилипович & Ковальчук, 2018).

У сучасних дослідженнях гемеробію розглядають як узагальнений індикатор, що поєднує структурні особливості землекористування з функціональними характеристиками геосистем і може бути просторово агрегований у межах визначених аналітичних одиниць. Такий підхід дає змогу застосовувати індекс гемеробії для кількісної оцінки антропогенної трансформації водозбірних басейнів, спираючись на аналіз структури наземного покриття (Tapács et al., 2022).

У практиці європейських просторових досліджень найчастіше використовують семиступеневу шкалу гемеробності, яка забезпечує достатній рівень деталізації для регіонального аналізу та добре узгоджується з кількісними моделями оцінювання антропогенного впливу (Walz & Stein, 2014). Зростання числового значення відповідає підвищенню інтенсивності антропогенного впливу, що створює методичну основу для подальшої формалізації показника у вигляді кількісної шкали 1–7 та його просторового узагальнення в межах басейнових одиниць аналізу.

Розглядаючи теоретичні підходи до використання структури земного покриття для оцінювання антропогенного впливу, зазначимо, що у басейнових дослідженнях вона слугує одним із ключових просторових індикаторів трансформації водозбірних басейнів. Структура наземного покриття відображає характер землекористування та ступінь антропогенного навантаження, що дозволяє виконувати його кількісну оцінку у межах водозборів. У численних дослідженнях встановлено статистично значущі зв'язки між часткою агроландшафтів і урбанізованих територій у межах водозборів та станом річкових систем (Allan, 2004).

Теоретично використання структури земного покриття як індикатора антропогенного впливу ґрунтується на тому, що тип покриття поверхні інтегрує результати господарської діяльності на певній території. На відміну від точкових показників (концентрації забруднювальних речовин або локальні джерела впливу), наземний покрив відображає просторову організацію трансформації ландшафтів і дає змогу аналізувати її в межах усього річкового басейну. Саме тому в європейській практиці широко застосовують класифікацію CORINE Land Cover (European Environment Agency, 2017), яка забезпечує уніфіковану номенклатуру класів і створює основу для просторового аналізу.

Оскільки класи земного покриття є номінальними категоріями, для кількісної оцінки антропогенної трансформації необхідно трансформувати їх у порядкові або інтервальні шкали. Одним із теоретично обґрунтованих підходів є присвоєння бальних значень типам землекористування відповідно до інтенсивності господарського впливу з подальшою просторовою агрегацією цих значень. Така методика дозволяє перейти від якісної характеристики території до інтегрального показника її трансформованості. Подібний принцип було застосовано при

оцінюванні екологічної стійкості агроландшафтів, де індекс гемеробії використовувався як інтегральний показник антропогенного впливу (Peterseil et al., 2004).

Оскільки в умовах сформованого середовища визначальним чинником просторової трансформації водозбірних басейнів є структура сучасного землекористування, наступним етапом дослідження стало геоінформаційне моделювання наземного покриття. Для аналізу структури земного покриття використано мультиспектральні знімки супутникової місії Sentinel-2 програми Copernicus рівня обробки Level-2A (European Space Agency, 2024) (Bottom-Of-Atmosphere reflectance), що містять дані після атмосферної корекції та мають просторову роздільну здатність 10–20 м залежно від спектрального каналу, завдяки чому забезпечується достатня деталізація для досліджень на рівні суббасейнів (використані сцени: Sentinel-2, серпень 2025р.). Перед проведенням класифікації виконано попередню підготовку супутникових даних у межах усієї території дослідження, зокрема відібрано сцени літнього періоду (фаза максимальної вегетації), що забезпечує найкращу спектральну диференціацію класів земного покриття; відбір здійснювали за критерієм мінімальної хмарності ($\leq 5\%$) відповідно до рекомендацій ESA щодо використання оптичних супутникових даних (European Space Agency, 2023). Загальні методологічні засади дешифрування аерокосмічних знімків для геоекологічних досліджень детально обґрунтовані у працях вітчизняних учених (Байрак & Муха, 2010).

Після попередньої обробки здійснено тематичну класифікацію наземного покриття із використанням готової моделі глибинного навчання, доступної на платформі ArcGIS Living Atlas (Esri), яка реалізує підхід семантичної сегментації мультиспектральних зображень і призначена для автоматичного визначення класів наземного покриття (Esri, 2023; Ma et al., 2019). Отримані результати класифікації додатково перевірили та уточнили, порівнявши їх із супутниковими знімками з вищою просторовою роздільною здатністю. Це дало змогу точніше окреслити межі урбанізованих територій, дрібноконтурних агроландшафтів і лісових масивів, а також зменшити похибки, які могли виникати під час автоматичної сегментації (Ковальчук та ін., 2023).

Точність класифікації оцінювали за стандартним підходом із використанням матриці невідповідностей (confusion matrix), що передбачає розрахунок загальної точності (Overall Accuracy) та коефіцієнта Каппа. У сучасних дослідженнях для моделей семантичної сегментації мультиспектральних знімків Sentinel-2, реалізованих із застосуванням глибинного навчання, типовими є значення загальної точності на рівні 80–90 % і коефіцієнта Каппа в межах 0.75–0.85. Ці показники можуть змінюватися залежно від структури земного покриття та складності досліджуваної території (Sim et al., 2024). Отримані результати класифікації загалом відповідають зазначеним діапазнам точності.

Загальну логіку та послідовність виконання розрахунків відображено на рис. 1.

Запропонована методика ґрунтується на послідовному виконанні низки операцій: підготовці просторових даних (узгодження проєкції, просторової роздільної здатності та геоприв'язки растрів), подальшій рекласифікації класів наземного покриття відповідно до шкали гемеробності, створенні растру індексу та

обчисленні узагальнених показників у межах суббасейнів за допомогою інструментів зональної статистики.

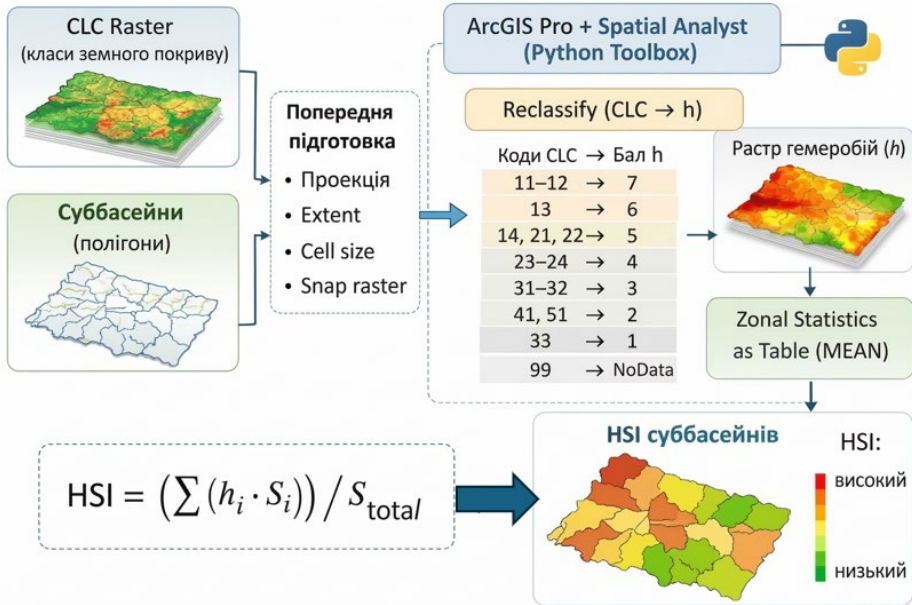


Рис. 1. Структурно-логічна схема геоінформаційної оцінки індексу гемеробії (HSI) на основі даних CORINE Land Cover та Sentinel-2.

Fig. 1. Structural and logical scheme of the geoinformation-based assessment of the hemeroby index (HSI) based on CORINE Land Cover and Sentinel-2 data.

Дослідження охоплює більшу частину суббасейну Західного Бугу й відображає широкий спектр типів землекористування – від урбанізованих територій до природних ландшафтів. Це забезпечило репрезентативність результатів і дало змогу отримати цілісне уявлення про просторову диференціацію антропогенної трансформації.

Точність оцінювання антропогенного навантаження на водні масиви значною мірою залежить від правильного визначення меж водозборів і узгодженості просторових даних. У дослідженні межі суббасейнів сформовано на основі офіційних матеріалів Басейнового управління водних ресурсів для Львівської області та даних HydroSHEDS (HydroBASINS Level 11) для Волинської області (HydroSHEDS, 2026). Після об'єднання даних межі було перевірено та відкориговано в середовищі ArcGIS Pro, що дало змогу усунути можливі перекриття і розриви полігонів. Дані земного покриття Sentinel-2 (10 м) та межі суббасейнів приведено до єдиної системи координат WGS 84 / UTM Zone 35N, що забезпечило коректне застосування зональної статистики та розрахунок середніх значень індексу гемеробії для кожного водозбору.

У методиці детерміноване присвоєння балів (CLC → h) полягає у перетворенні категоріальних класів земного покриття на порядкову шкалу антропогенної трансформації. Кожному класу CORINE Land Cover (CLC) присвоюють фіксоване числове значення індексу гемеробії (h), яке відображає ступінь господарського

впливу на відповідний тип ландшафту. Такий підхід є детермінованим, оскільки кожному класу відповідає однозначне значення без використання статистичних коефіцієнтів чи алгоритмів машинного навчання, що забезпечує простоту та відтворюваність розрахунків. Концептуально метод ґрунтується на трактуванні гемеробії як індикатора природності, який показує ступінь віддаленості екосистеми від її потенційного природного стану (Walz & Stein, 2014). Практично це реалізується через матрицю відповідності CLC–Hemeroby (табл. 1), де класи земного покриву перекласифіковано у семибальну шкалу (1–7). Значення шкали відображають інтенсивність антропогенного впливу: 1–2 відповідають природним або слабко зміненим територіям, 3–4 – помірно трансформованим ландшафтам, 5–6 – інтенсивно використовуваним агроландшафтам, а 7 – урбанізованим і техногенним поверхням. Така перекласифікація дає змогу перейти від номінальної класифікації земного покриву до кількісної оцінки антропогенного навантаження.

Таблиця 1. Класи гемеробії та відповідність категорій наземного покриву CORINE Land Cover для оцінювання антропогенної трансформації ландшафтів
Table 1. Hemeroby classes and correspondence of CORINE Land Cover categories for assessing anthropogenic transformation of landscapes

Клас гемеробії	Категорія	Характеристика антропогенного впливу	Відповідні коди CLC
1	Агемеробний	Природні екосистеми без ознак втручання; відсутність енергетичного субсидування.	33 (Скелі, льодовики)
2	Олігогемеробний	Мінімальний вплив; екосистеми з природним самовідновленням.	41, 51 (Болота, водні об'єкти)
3	Мезогемеробний	Помірний вплив; лісові та чагарникові масиви, що піддаються екстенсивному господарюванню.	31, 32 (Ліси, чагарники)
4	β-Евгемеробний	Значний вплив; семі-природні трав'яні біотопи з регулярним випасом або скошуванням.	23, 24 (Пасовища)
5	α-Евгемеробний	Сильний вплив; агроценози з інтенсивним внесенням добрив та селітебні зони з озелененням.	14, 21, 22 (Рілля, сади, парки)
6	Полігемеробний	Дуже сильний вплив; території з порушеним ґрунтовим покривом, кар'єри, звалища.	13 (Видобуток копалин)
7	Метагемеробний	Екстремальний (техногенний) вплив; повна герметизація поверхні асфальтом та бетоном.	11, 12 (Міська та пром. забудова)

Розроблена матриця відповідності (див. табл. 1) стала концептуальним ядром для подальшої автоматизації розрахунків у середовищі ГС, дозволяючи математично трансформувати кожен піксель земного покриву у відповідний бал антропогенного навантаження.

Наступним ключовим етапом є перекласифікація типів земного покриву в ступені гемеробії. Цей алгоритм реалізовано в ліцензійному середовищі **ArcGIS Pro** за допомогою модуля **Spatial Analyst** та власноруч розробленого інструменту у форматі **Python Toolbox**. Інструмент потребує базових налаштувань: **in_raster** (вхідні дані земного покриву з кодами CLC у полі Value) та **out_raster** (результуючий растр гемеробії). Під час виконання він самостійно активує

розширення Spatial Analyst і здійснює перекласифікацію згідно із заздалегідь заданою матрицею відповідності (див. табл. 1). Для цього використано об'єкт `arcpy.sa.RemapValue` та функцію `arcpy.sa.Reclassify(in_raster, "Value", remap_obj, "DATA")`, що забезпечує автоматизоване перетворення кодів земного покриття у значення індексу гемеробії. У поточній реалізації відповідність $CLC \rightarrow h$ задано у вигляді списку пар [код, бал]: зокрема, коди 11–12 відповідають значенню $h = 7$, $13 - h = 6$, $14/21/22 - h = 5$, $23-24 - h = 4$, $31-32 - h = 3$, $41/51 - h = 2$, а $33 - h = 1$; значення 99 обробляється як NoData. У результаті роботи інструменту формується растровий шар гемеробії, який можна використати для подальшого просторового узагальнення.

З метою забезпечення коректності просторових операцій перед запуском інструменту було виконано попереднє узгодження геометричних параметрів усіх вхідних даних у межах басейну. Зокрема, всі шари приведено до єдиної картографічної проєкції, встановлено однакове просторове охоплення (extent), а також узгоджено параметри середовища обробки (cell size та snap raster), що дало змогу уникнути зміщень піксельної сітки під час перекласифікації растра та забезпечити коректність подальших просторових операцій. Після формування растра гемеробії виконано його просторове узагальнення в межах суббасейнів, у результаті чого отримано інтегральні значення показника для кожної водозбірної одиниці. Для цього використано інструмент Zonal Statistics as Table із пакета Spatial Analyst (або функцію `arcpy.sa.ZonalStatisticsAsTable`). У процесі розрахунку як `zone_data` використовувався полігональний шар суббасейнів, `zone_field` – унікальний ідентифікатор кожного водозбору, а `in_value_raster` – сформований растр гемеробії. Як агрегувальну характеристику обрано показник MEAN, що відображає середній рівень антропогенної трансформації в межах відповідного водозбору. Аналогічний підхід до геоінформаційного виділення басейнових систем, розрахунку геоморфометричних показників та їх просторового узагальнення із використанням зональної статистики реалізовано у сучасних дослідженнях басейнових систем Карпатського регіону (Kruhlov et al., 2025).

Отже, інтегральний індекс гемеробії суббасейну (HSI) визначається як зважене середнє значення індексу для всіх класів земного покриття:

$$HSI = \frac{\sum(h_i \cdot S_i)}{S_{total}}$$

h_i – бал гемеробії класу; S_i – площа відповідного класу в межах суббасейну; S_{total} – загальна площа суббасейну.

Оскільки розмір пікселя растра є однаковим, середнє арифметичне значення растра еквівалентне площинно зваженому показнику, що відповідає практиці використання гемеробії як інтегрального індикатора природності та антропогенної трансформації ландшафтів (Peterseil et al., 2004).

Територія дослідження. Дослідження виконано в межах суббасейну річки Західний Буг на території України, який є частиною міжнародного басейну Вісли. Українська частина басейну охоплює переважно Львівську та частково Волинську області й характеризується рівнинним рельєфом та помірно континентальними кліматичними умовами. Річкова мережа представлена системою приток різного порядку, серед яких найбільшими є Полтва, Рата та Солокія (Ковальчук та ін., 2020). Площа української частини суббасейну становить близько 10 тис. км², а

особливості рельєфу визначають умови формування поверхневого стоку та просторові відмінності густоти гідромережі (State Agency of Water Resources of Ukraine, 2023; Пічуря та ін., 2022).

Територія суббасейну Західного Бугу характеризується чітко вираженою фізико-географічною диференціацією, що визначає просторову неоднорідність морфометричних показників і гідрографічної мережі. У межах дослідження виділяються Мале Полісся, Волинська височина та частково Розточчя, які відрізняються гіпсометричним положенням і ступенем розчленованості рельєфу (Круглов, 2015). Гіпсометрична структура суббасейну характеризується переважанням висот 200–350 м із локальним підвищенням до 400–450 м у межах вододільних ділянок Розточчя, що зумовлює просторові відмінності ухилів поверхні.

У межах Малого Полісся переважають низькі, слабо дреновані території з незначною врізаністю долин, тоді як на Волинській височині спостерігається більша глибина врізу річкових долин і підвищена розчленованість рельєфу, що відображається у зростанні густоти гідромережі (Мельнійчук і Горбач, 2020). За результатами геоінформаційного аналізу встановлено, що щільність гідромережі змінюється в межах 0–1,5 км/км², при цьому основна частина території характеризується значеннями 0,25–0,8 км/км², тоді як підвищені показники (>1 км/км²) приурочені до більш розчленованих ділянок Волинської височини та периферій Розточчя.

Отже, природно-географічна диференціація території суббасейну Західного Бугу зумовлює просторову неоднорідність гідрографічної мережі та умов формування водозборів. Суббасейн поєднує інтенсивно трансформовані та відносно природні території, що робить його репрезентативним полігоном для дослідження просторової диференціації антропогенного впливу із використанням геоінформаційного моделювання.

У результаті сформовано єдиний безшовний шар земного покриву для всієї території суббасейну, який використано як базу просторову основу для подальшого розрахунку індексу гемеробії та оцінювання антропогенної трансформації водозбірних одиниць (див. рис. 2).

Результати. Підсумкові результати просторового моделювання індексу гемеробії (HSI) у межах суббасейну Західного Бугу відображено на рис. 3, що дає змогу простежити територіальну диференціацію рівнів антропогенної трансформації водозбірних басейнів та виявити просторові закономірності її розподілу.

З'ясовано, що у межах суббасейну Західного Бугу спостерігається чітко виражена просторова неоднорідність показників індексу гемеробії, яка відображає різний ступінь антропогенної трансформації водозбірних басейнів. Найвищі значення індексу (полігемеробний рівень) зафіксовано у водозборах Полтви, Кам'янки та Малехівки, де формуються осередки підвищеного антропогенного впливу, пов'язаного з інтенсивним господарським використанням території.

Кількісний аналіз структури суббасейну за значеннями індексу гемеробії підтверджує домінування трансформованих ландшафтів (рис. 4). Найбільшу частку території займають β-евгемеробні водозбори – 51,94 %, а також α-евгемеробні – 33,04 %, що сумарно формує понад 84 % площі досліджуваного

суббасейну. Частка мезогемеробних територій становить 14,16 %, тоді як олігогемеробні представлені лише 0,65 %. Полігемеробні водозбори займають незначну частку (0,21 %), а метагемеробні практично відсутні (0 %), що свідчить про обмежене поширення максимально трансформованих техногенних ландшафтів.

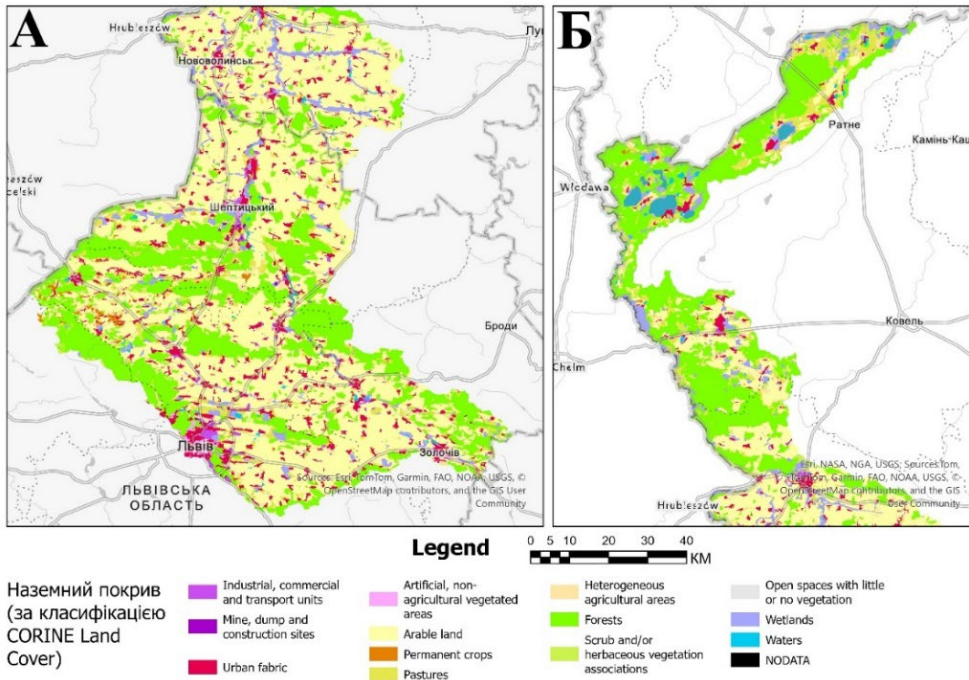


Рис. 2. Просторовий розподіл наземного покриття в межах суббасейну Західного Бугу за класифікацією CORINE Land Cover (А. нижня частина суббасейну Зх. Бугу; Б. верхня частина суббасейну Зх. Бугу)

Fig. 2. Spatial distribution of land cover within the Western Bug sub-basin according to the CORINE Land Cover classification (A. lower part of the Western Bug sub-basin; B. upper part of the Western Bug sub-basin)

Аналіз кількості суббасейнів за рівнями гемеробії демонструє подібну закономірність (рис. 5): переважають β -евгемеробні та α -евгемеробні одиниці, що підтверджує домінування територій із інтенсивним господарським використанням. Водночас частка суббасейнів із низьким рівнем антропогенної трансформації (оліго- та мезогемеробні) є обмеженою та приурочена переважно до північної частини басейну.

Отримані результати узгоджуються з просторовими закономірностями, описаними вище, і відображають чітку регіональну диференціацію рівня антропогенного навантаження, що проявляється у переважанні трансформованих агроландшафтів і урбанізованих територій у межах центральних і південних частин суббасейну.

Обговорення. Отримані результати демонструють можливість використання розробленої геоінформаційної методики для аналізу просторової організації та ступеня трансформації водозбірних басейнів та її застосування в інших регіонах

за наявності відповідних даних дистанційного зондування і ГІС-аналізу (Пилипович та ін., 2024).

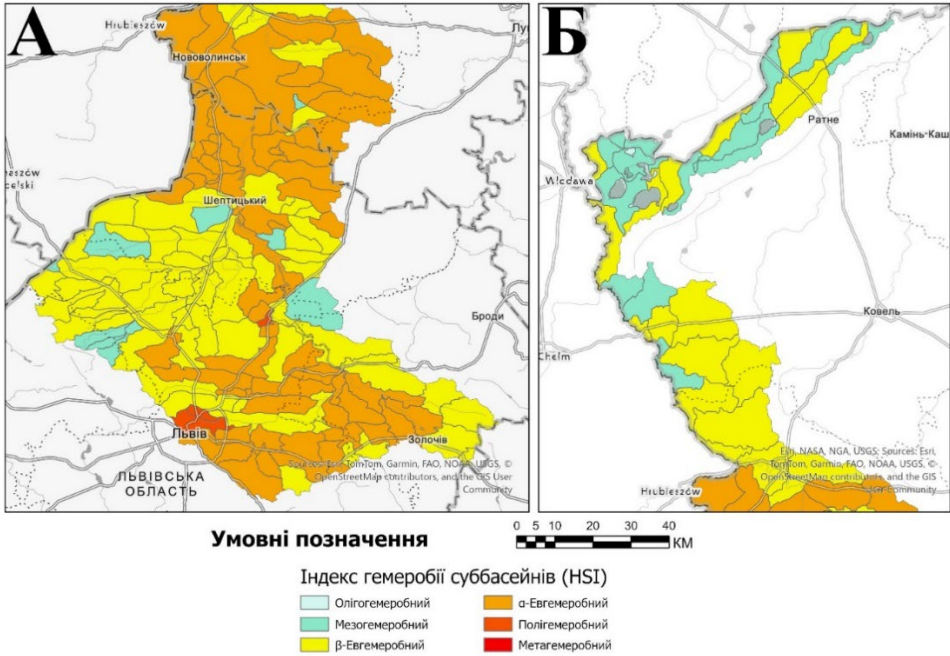


Рис. 3. Просторовий розподіл індексу гемеробії (HSI) у межах суббасейнів Західного Бугу (А. нижня частина суббасейну Зх. Бугу; Б. верхня частина суббасейну Зх. Бугу)

Fig. 3. Spatial distribution of the hemeroby index (HSI) within the Western Bug sub-basins (A. lower part of the Western Bug sub-basin; B. upper part of the Western Bug sub-basin)

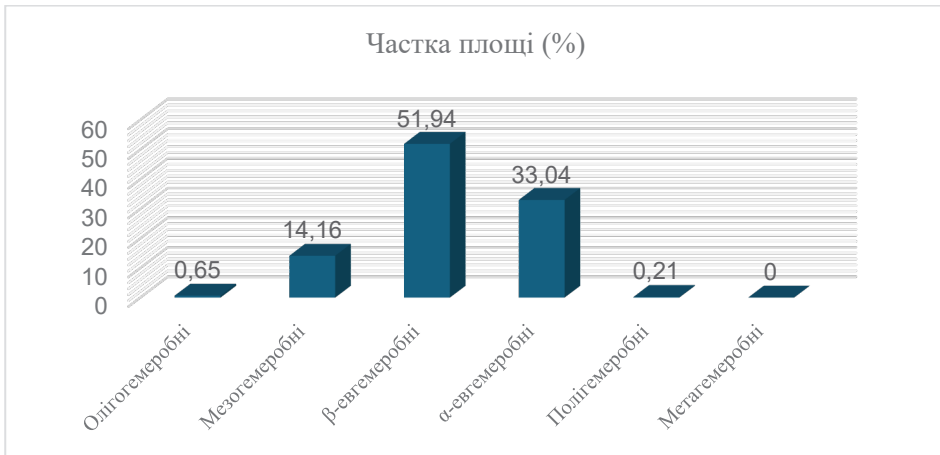


Рисунок 4 Частка площі водозбірних басейнів за рівнями гемеробії у межах суббасейну Західного Бугу

Fig. 4. Area share of catchments by hemeroby levels within the Western Bug sub-basin

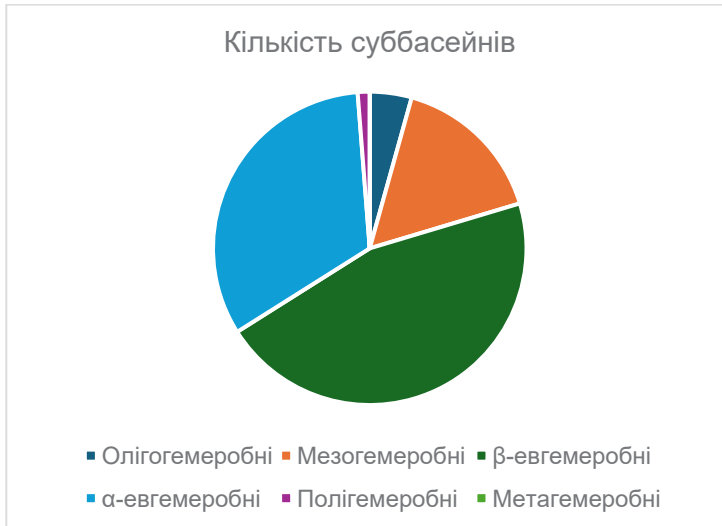


Рис. 5. Розподіл кількості суббасейнів за рівнями гемеробії.

Fig. 5. Distribution of sub-basins by hemeroby levels.

Отримані результати просторового аналізу індексу гемеробії підтверджують доцільність використання інтегральних індикаторів для оцінювання антропогенної трансформації водозбірних басейнів. Виявлена територіальна диференціація значень гемеробії відображає складну взаємодію структури сучасного землекористування та просторових особливостей території, що визначає ступінь трансформації у межах суббасейну Західного Бугу.

Водночас результати дослідження засвідчують необхідність подальшого розвитку подібних підходів у контексті гідрологічного аналізу річкових систем. Зокрема, перспективним є розширення методичного апарату шляхом інтеграції індексу гемеробії з іншими підходами, що застосовуються у європейській та світовій практиці оцінювання антропогенного впливу (зокрема, індекси типу Human Footprint, Ecological Integrity Index тощо). Така інтеграція додаватиме змогу забезпечити порівнянність результатів, підвищити їх об'єктивність і сприятиме формуванню узгоджених підходів до оцінювання трансформації басейнів.

Окрім того, як засвідчують новітні дослідження, застосування супутникової інформації є ефективним інструментом для моніторингу сучасної морфодинаміки русел, яка тісно пов'язана з рівнем антропогенної трансформації водозборів (Байрак, 2025).

Особливої уваги потребує питання взаємозв'язку між рівнем антропогенної трансформації водозбірних басейнів. Отримані просторові закономірності засвідчують загальну тенденцію зростання трансформації у межах урбанізованих і сільськогосподарських освоєних територій, що пов'язано зі змінами характеру землекористування та функціонування природних комплексів (Пилипович та ін., 2024; Пічура та ін., 2022). Підтвердженням цього є зафіксований просторовий контраст між полігемеробними водозборами річок Полтви і Кам'янки (зона впливу Львівської агломерації) та відносно збереженими олігогемеробними системами Шацького поозер'я.

Важливим напрямом подальших досліджень є виявлення територій, де за умов значного антропогенного впливу зберігається відносно стабільний стан природних комплексів. Аналіз таких ділянок даватиме змогу встановити чинники, що забезпечують стабілізуючий ефект (зокрема, наявність природних буферних зон, лісових масивів і водно-болотних угідь), та може стати основою для подальших узагальнень.

Отже, подальший розвиток геоінформаційних методів оцінювання антропогенної трансформації необхідно спрямувати не лише на кількісну інтерпретацію просторових даних, а й на виявлення закономірностей взаємозв'язку між структурою наземного покриву та рівнем антропогенного впливу у межах водозбірних басейнів (Ковальчук та ін., 2023; Пічура та ін., 2022).

Висновки. У ході дослідження з'ясовано, що інтегральний індекс гемеробії (HSI) для суббасейну Західного Бугу становить 4,19. Це відповідає рівню β - α евгемеробності та вказує на помірно високий ступінь антропогенного перетворення території. Просторова структура змін визначається переважанням β -евгемеробних ландшафтів (51,94 %) і значною часткою α -евгемеробних (33,04 %). Мезогемеробні ландшафти займають 14,16 %, тоді як олігогемеробні та полігемеробні поширені незначно.

Виявлено чітку просторову неоднорідність антропогенного навантаження: максимальні значення індексу притаманні водозборам урбанізованих ділянок Львівської агломерації. Водночас у північній частині басейну переважають водозбори з нижчими показниками HSI, що свідчить про більш збережений природний стан ландшафтів.

Перевагою запропонованого підходу є його відтворюваність, що забезпечується використанням відкритих супутникових геоданих (Sentinel-2, CORINE Land Cover) та можливістю автоматизованої обробки у середовищі ArcGIS Pro. Це дає змогу здійснювати коректне просторове узгодження результатів і підвищує їх порівнянність у межах басейнових систем. Водночас застосований підхід має низку обмежень, зумовлених узагальненим характером класифікації CLC, залежністю отриманих оцінок від прийнятої схеми перекодування у шкалу гемеробії, а також відсутністю врахування локальних чинників антропогенної трансформації.

Отримані результати підтверджують ефективність використання індексу гемеробії як інструменту кількісної оцінки антропогенного впливу в межах водозбірних басейнів і можуть бути застосовані для їх порівняльного аналізу. Подальші дослідження варто спрямувати на детальніше вивчення окремих водозборів і розширення переліку показників антропогенного навантаження.

БІБЛІОГРАФІЧНІ ПОСИЛАННЯ

- Байрак Г. Основні закономірності сучасної морфодинаміки річок Карпатського регіону // Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія "Геологія. Географія. Екологія". 2025. Вип. 62. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2025-62-11>
- Байрак Г. Р., Муха Б. П. Дистанційні методи дослідження Землі : навч. посіб. Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2010. 712 с.
- Ковальчук А. І., Ковальчук І. П. Атласне картографування річково-басейнових систем : монографія / за ред. І. П. Ковальчука. Львів : Простір-М, 2018. 348 с.

- Ковальчук І. П., Андрейчук Ю. М., Михнович А. В. Геоекологічний аналіз трансформаційних процесів у річково-басейнових системах (на прикладі басейну Бистриці) // Геодезія, картографія і аерофотознімання. 2020.
- Ковальчук І. П., Ковальчук А. І., Царик Л. П., Пилипович О. В. Концептуальні засади досліджень геоекологічного стану річково-басейнових систем та їх цифрового атласного картографування // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. 2023. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.23.2.1>
- Круглов І. Природні геоекосистеми басейну Верхнього Західного Бугу // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Географія. 2015. № 2 (39). С. 165–173.
- Мельничук М. М., Горбач В. В. Сучасний стан басейну річки Західний Буг у межах Волинської області // Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки. 2020. Т. 25, вип. 2 (37). С. 30–43. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2020.2\(37\).216558](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2020.2(37).216558)
- Наконечний Ю. І., Позняк С. П. Грунти заплави ріки Західний Буг : монографія. Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2011. 220 с.
- Пилипович О., Іванов Є., Андрейчук Ю., Голубев Ю., Жовтянський О. Антропогенне навантаження на водозбір Щирецького водосховища // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Географія. 2024. № 1. С. 160–166. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.24.1.19>
- Пилипович О., Ковальчук І. Геоекологія річково-басейнових систем верхнього Дністра : монографія. Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2018. 300 с.
- Пічура В. І., Потравка Л. О., Грутта О. В., Білощенко О. С. Обґрунтування безпеки водо- і землекористування за басейновим принципом // Водні біоресурси та аквакультура. 2022. № 2 (12). С. 3–15. <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.1>
- Allan J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems // Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2004. Vol. 35. P. 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. 2000. L327. P. 1–73.
- Walz U., Stein C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany // Journal for Nature Conservation. 2014. Vol. 22, No. 3. P. 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
- Peterseil J. et al. Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes – the SINUS approach // Land Use Policy. 2004. Vol. 21. P. 307–320. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.011>
- Державне агентство водних ресурсів України. План управління річковим басейном Вісли (проект). Київ, 2023.
- Tanács E. et al. Assessing ecosystem condition at the national level in Hungary – indicators, approaches, challenges // One Ecosystem. 2022. Vol. 7. e81543. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e81543>
- European Environment Agency. Technical guidelines – CORINE Land Cover 2018 and CLC Change 2012–2018. Copenhagen, 2017. <https://land.copernicus.eu/en/technical-library/clc-2018-technical-guidelines/>
- Venter O. et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation // Nature Communications. 2016. Vol. 7. Article 12558. <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>
- European Space Agency. Sentinel-2 User Handbook. Paris, 2015.

- Lehner B., Grill G. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems // *Hydrological Processes*. 2013. Vol. 27. P. 2171–2186.
<https://doi.org/10.1002/hyp.9740>
- Esri. Land Cover Classification (Deep Learning Model). ArcGIS Living Atlas of the World.
<https://livingatlas.arcgis.com/>
- Esri. Land Cover Classification (Sentinel-2). ArcGIS Living Atlas of the World. 2023.
<https://doc.arcgis.com/en/pretrained-models/latest/imagery/using-land-cover-classification-sentinel-2-.htm>
- Ma L. et al. Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review // *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.04.015>
- Sim W. D. et al. Assessing land cover classification accuracy // *Remote Sensing*. 2024.
<https://www.mdpi.com/2072-4292/16/14/2623>
- Copernicus Data Space Ecosystem. Sentinel-2 satellite data. European Union, ESA.
<https://dataspace.copernicus.eu/>
- HydroSHEDS. Global hydrographic data and watershed boundaries derived from SRTM. World Wildlife Fund.
<https://www.hydrosheds.org>
- Kruhlov I., Burianyk O., Smaliychuk A., Svatko Y. Topography effect on land cover in a river basin system: case of Bystrystia Pidbuzka // *Problems of Geomorphology and Paleogeography*. 2025. Vol. 1 (18). P. 302–313.
<https://doi.org/10.30970/gpc.2025.1.4883>

REFERENCES

- Bayrak, G. (2025). Main patterns of modern river morphodynamics of the Carpathian region. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series: Geology, Geography, Ecology*, (62). <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2025-62-11> (In Ukrainian)
- Bayrak, G. R., & Mukha, B. P. (2010). *Remote sensing methods of the Earth: textbook*. Lviv: Ivan Franko National University of Lviv, 712 p. (In Ukrainian)
- Kovalchuk, A. I., & Kovalchuk, I. P. (2018). *Atlas mapping of river basin systems: monograph*. Lviv: Prostir-M, 348 p. (In Ukrainian)
- Kovalchuk, I. P., Andreychuk, Yu. M., & Mykhnovych, A. V. (2020). Geocological analysis of transformation processes in river basin systems (case study of the Bystrystia basin). *Heodeziia, kartohrafiia i aerofotoznimannia*. (In Ukrainian)
- Kovalchuk, I. P., Kovalchuk, A. I., Tsaryk, L. P., & Pylypovych, O. V. (2023). Conceptual principles of geocological research of river basin systems and their digital atlas mapping. *Naukovi zapysky Ternopil National Pedagogical University*. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.23.2.1> (In Ukrainian)
- Kruhlov, I. (2015). Natural geoecosystems of the Upper Western Bug basin. *Naukovi zapysky Ternopil National Pedagogical University. Series: Geography*, 2(39), 165–173. (In Ukrainian)
- Melniichuk, M. M., & Horbach, V. V. (2020). Current state of the Western Bug river basin within Volyn region. *Visnyk of Odesa National University. Series: Geological and Geographical Sciences*, 25(2), 30–43. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2020.2\(37\).216558](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2020.2(37).216558) (In Ukrainian)
- Nakonechnyi, Yu. I., & Pozniak, S. P. (2011). *Soils of the Western Bug floodplain: monograph*. Lviv: Ivan Franko National University of Lviv, 220 p. (In Ukrainian)
- Pylypovych, O., Ivanov, Ye., Andreychuk, Yu., Holubiev, Yu., & Zhovtianskyi, O. (2024). Anthropogenic pressure on the Shchyrets reservoir catchment. *Naukovi zapysky Ternopil National Pedagogical University. Series: Geography*, (1), 160–166.
<https://doi.org/10.25128/2519-4577.24.1.19> (In Ukrainian)
- Pylypovych, O., & Kovalchuk, I. (2018). *Geoecology of river basin systems of the Upper Dniester: monograph*. Lviv: Ivan Franko National University of Lviv, 300 p. (In Ukrainian)

- Pichura, V. I., Potravka, L. O., Hrutta, O. V., & Biloshchenko, O. S. (2022). Substantiation of water and land use safety based on basin principles. *Vodni bioresursy ta akvakultura*, 2(12), 3–15. <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.1> (In Ukrainian)
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L327, 1–73.
- Walz, U., & Stein, C. (2014). Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
- Peterseil, J., et al. (2004). Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes – the SINUS approach. *Land Use Policy*, 21, 307–320. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.011>
- State Agency of Water Resources of Ukraine. (2023). *River Basin Management Plan of the Vistula (draft)*. Kyiv. (In Ukrainian)
- Tanács, E., Bede-Fazekas, Á., Csecerits, A., et al. (2022). Assessing ecosystem condition at the national level in Hungary – indicators, approaches, challenges. *One Ecosystem*, 7, e81543. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e81543>
- European Environment Agency. (2017). *Technical guidelines – CORINE Land Cover 2018 and CLC Change 2012–2018*. Copenhagen. <https://land.copernicus.eu/en/technical-library/clc-2018-technical-guidelines/>
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., et al. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7, 12558. <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>
- European Space Agency. (2015). *Sentinel-2 User Handbook*. Paris.
- Lehner, B., & Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27, 2171–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.9740>
- Esri. (n.d.). Land Cover Classification (Deep Learning Model). *ArcGIS Living Atlas of the World*. <https://livingatlas.arcgis.com/>
- Esri. (2023). Land Cover Classification (Sentinel-2). *ArcGIS Living Atlas of the World*. <https://doc.arcgis.com/en/pretrained-models/latest/imagery/using-land-cover-classification-sentinel-2-.htm>
- Ma, L., Liu, Y., Zhang, X., Ye, Y., Yin, G., & Johnson, B. A. (2019). Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.04.015>
- Sim, W. D., et al. (2024). Assessing land cover classification accuracy. *Remote Sensing*. <https://www.mdpi.com/2072-4292/16/14/2623>
- Copernicus Data Space Ecosystem. (n.d.). Sentinel-2 satellite data. European Union, ESA. <https://dataspace.copernicus.eu/>
- HydroSHEDS. (n.d.). Global hydrographic data and watershed boundaries derived from SRTM. World Wildlife Fund. <https://www.hydrosheds.org>
- Kruhlov, I., Buriyank, O., Smaliychuk, A., & Svatko, Y. (2025). Topography effect on land cover in a river basin system: Case of Bystrytsia Pidbuzka. *Problems of Geomorphology and Paleogeography*, 1(18), 302–313. <https://doi.org/10.30970/gpc.2025.1.4883>

Стаття надійшла в редакцію 19.03.2026

Прийнято до друку 29.04.2026

Дата публікації 19.05.2026