

**Ліхо О. А., к.с.-г.н., доцент, Вознюк Н. М., к.с.-г.н., доцент, Турчина К. П., к.с.-г.н., доцент, Борщевська І. М., к.с.-г.н., доцент, Гакало О. І., к.с.-г.н., викладач** (Національний університет водного господарства та природокористування, Технічний коледж НУВГП, м. Рівне, o.a.liho@nuwm.edu.ua)

### **ПІДХОДИ ЩОДО ОПТИМІЗАЦІЇ ЛАНДШАФТНО-ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ СТРУКТУРИ БАСЕЙНІВ МАЛИХ РІЧОК (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ Р. ТУРІЯ)**

Реалізація інтегрованого підходу в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом є одним з головних положень Водної рамкової директиви ЄС 2000/60/ЄС. Інтегроване управління річковим басейном ґрунтується на тому принципі, що природні екосистеми в його межах, включаючи прилеглі водно-болотні угіддя та підземні водні системи, є джерелом прісної води. В басейнах малих річок характер та інтенсивність використання водозбірної площі значною мірою визначає гідрохімію води та загальний стан водних екосистем. У зв'язку з цим дослідження у цьому напрямі є актуальними. У статті представлено підходи до оптимізації ландшафтної територіальної структури басейнів малих річок в рамках інтегрованого управління річковим басейном на прикладі басейну р. Турія. Загальний екологічний стан річки значною мірою залежить від рівня антропогенного навантаження на басейни малих річок, що є притоками 1-го та 2-го порядків. Порушення оптимального співвідношення між стійкими та нестійкими елементами ландшафту, недосконала протиерозійна організація території сільськогосподарських угідь призводить до швидкого проходження поверхневого стоку, активізації ерозійних процесів і, зрештою, замулення водних об'єктів. Надмірне сільськогосподарське освоєння територій басейнів річок обумовлює дифузне забруднення поверхневих вод біогенними речовинами, пестицидами та іншими засобами захисту рослин, що негативно позначається на стані водних екосистем. Для оптимізації басейнової ландшафтно-територіальної структури ми пропонуємо використовувати методіку оцінки екологічного стану малих річок за комплексним показником антропогенного навантаження, яка дозволяє оцінити екологічний стан басейну річки і намітити основні напрями оптимізації його ландшафтно-територіальної

**структури та загального екологічного стану. Оптимізація структури ландшафту в басейнах рік може бути досягнута за рахунок створення системи протиерозійних, водоохоронних, полезахисних лісо-смуг та суцільних насаджень на землях, що не використовуються у сільськогосподарському виробництві. Для відновлення річкових екосистем необхідно збільшити територію заплавних лук та екотонів і сформувати багатовидовий травостій. Особливу роль при цьому відіграє облаштування водоохоронних зон та прибережних смуг, у межах яких господарська діяльність має жорстко регламентуватися відповідно до вимог законодавства.**

**Ключові слова:** басейновий підхід; ландшафтно-територіальна структура; інтегроване управління; дифузне забруднення; водні екосистеми; мала річка.

**Постановка проблеми.** Реалізація інтегрованого підходу в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом є одним з головних принципів Водної рамкової директиви ЄС 2000/60/ЄС. Управління водними ресурсами віднесено до пріоритетних у державній політиці України й розглядається як один з найважливіших чинників сталого розвитку суспільства. Впродовж 2016–2019 років було прийнято низку законодавчих актів, серед яких Закон України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом» [1].

Слід зазначити, що басейновий підхід є актуальним для багатоаспектного дослідження природних комплексів, організації збалансованого природокористування та управління станом навколишнього середовища. Цьому сприяють чітко визначена функціональна єдність басейну, його територіальна визначеність, що створює сприятливі умови для організації експериментальних досліджень та інтерпретації їх результатів.

Інтегроване управління річковим басейном (ІУРБ) представляє собою процес координації збереження, управління та розвитку водних, земельних і пов'язаних з ними ресурсів в межах конкретного річкового басейну для того, щоб максимізувати у справедливий спосіб економічні та соціальні вигоди, пов'язані з використанням водних ресурсів, водночас зберігаючи і відновлюючи прісноводні екосистеми. ІУРБ ґрунтується на тому принципі, що природні екосистеми річкового басейну, включаючи прилеглі водно-болотні угіддя та підземні водні системи, є джерелом прісної води. Тому управління річковими-

ми басейнами має бути спрямовано на підтримання функціонування та збереження природних екосистем [1].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Необхідність удосконалення методів і методологічних підходів до організації басейнового природокористування акцентовано у Водній стратегії України на період до 2025 року, в Законі України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року». В розвиток цієї проблеми авторами В. І. Пічурою та Л. О. Потравкою розроблена методологія комплексної оцінки, аналізу і прогнозування екологічного стану водозбірної території та оптимізації землекористування в басейнах річок. Вона ґрунтується на встановленні причинно-наслідкових зв'язків процесів формування ландшафтних структур і трансформації водних екосистем, на необхідності розробки моделі еколого-раціональної експлуатації території басейну та формуванні оптимального механізму раціонального природокористування на засадах протиерозійної організації території [2].

При обґрунтуванні природоохоронних заходів в межах басейнів річок необхідним є вивчення басейнової структури, що відображає взаємозв'язок екологічного стану водних об'єктів та властивостей ландшафтів на водозбірній території. Принципи аналізу басейнової ландшафтної структури описані у роботах Р. Е. Хортон [3], О. М. Антіпова [4], Ф. М. Мількова [5], І. П. Ковальчука [6], Г. І. Швєбса [7] та інших вчених. Досліджуючи басейнові системи, виділяють ландшафтні територіальні структури різних типів. Ландшафтна територіальна структура (ЛТС) – це сукупність ландшафтних територіальних одиниць, пов'язаних з певними просторовими відносинами. Залежно від основних системоутворюючих відносин розрізняють чотири типи ЛТС: генетико-морфологічна; позиційно-динамічна; парагенетична; басейнова. Басейнова ЛТС виділяється виходячи із спільності просторових відносин, обумовлених поверхневим стоком води та водним режимом ґрунтів [8].

Відомо, що на величину стоку, каламутність річкової води, її хімічний склад, крім морфографічних особливостей басейнової ЛТС, впливає характер рослинності на території басейну річки й насамперед – лісистість. Лісові насадження сприяють зменшенню поверхневого стоку, покращенню якості води у річках. Прослідковується чітка залежність величини стоку від лісистості у басейнів 1–3-го порядків (коефіцієнт кореляції становить 0,6–0,8). Зі збільшенням порядку басейну ця залежність стає дедалі меншою і, за дослідженнями

М. О. Ржаніцина (1960), у басейнах 6–7-го та більш високих порядків зникає [8]. Таким чином, можна зробити висновок, що в басейнах малих річок, які, як правило, є притоками 1–3-го порядків, характер та інтенсивність використання водозбірної площі значною мірою визначає гідрохімію води та загальний стан водних екосистем. У зв'язку з цим дослідження у цьому напрямі є актуальними.

**Мета і завдання дослідження.** Метою даної роботи була розробка підходів до оптимізації ландшафтної територіальної структури басейнів малих річок в рамках інтегрованого управління річковим басейном, спрямованих на покращення загального екологічного стану та стану водних екосистем на прикладі басейну р. Турія. Об'єктом дослідження були ЛТС малих річок, що належать до басейну р. Турія.

У процесі вивчення ландшафтних структур басейнів малих річок використовували топографічні карти, геологічні карти, карти ґрунтів та рослинності, а також матеріали паспортизації річок України [9]. Порядок басейнів малих річок встановлювався відповідно до класифікації Р. Е. Хортон [3].

**Виклад основного матеріалу дослідження.** Турія відноситься до середніх за площею річок, вона протікає територією Волинської області України і відноситься до басейну Прип'яті, будучи її правою притокою першого порядку. Довжина Турії складає 188 км, площа водозбору 2900 км<sup>2</sup>. Річка має 15 приток довжиною понад 10 км. Середня густина річкової мережі басейну становить 0,25–0,45 км/км<sup>2</sup>. Басейн Турії знаходиться у межах Волинського Полісся, якому притаманні специфічні екологічні проблеми – радіаційне забруднення території, виникнення таких кризових явищ як: підтоплення території, загальна деградація водно-болотних угідь та водних екосистем. У басейні р. Турія розташовані 4 осушувальні системи: «Верхів'я р. Турії», «Красновольська», «Воронка» та «Турійсько-Дольська».

Для більшості річок України характерним є порушення природного екологічного балансу, що пояснюється антропогенним навантаженням на їх водозбори. До основних причин, що викликають негативні явища на річках, слід віднести надмірну освоєність водозборів, порушення природного механізму надходження рідкого і твердого поверхневих стоків. Зміни у цих процесах призвели до того, що на річках сформувалися нехарактерні для них гідрологічні умови, що обумовили зміни морфометричних параметрів річок та значне погіршення умов існування гідробіонтів [10]. Басейнові ЛТС, до складу яких входять русло, заплава, гідрографічна мережа, ландшафти басейну річки, є самовідновлюваними системами, які прагнуть до збереження

стабільного стану. Ця система досить складна як за кількістю чинників, які зумовлюють її функціонування, так і характером взаємодії чинників між собою.

Загальний екологічний стан річки Турія значною мірою залежить від рівня антропогенного навантаження на басейни малих річок, що є притоками 1-го та 2-го порядків. Порушення оптимального співвідношення площ, зайнятих лісами, багаторічними травами, однорічними сільськогосподарськими культурами, недоліки в організації протиерозійних заходів на водозборі призводять до швидкого проходження поверхневого стоку, активізації ерозійних процесів і, зрештою, замулення річок [11].

Надмірне сільськогосподарське освоєння територій басейнів річок обумовлює дифузне забруднення біогенними речовинами, пестицидами та іншими засобами захисту рослин. У «Методичних рекомендаціях щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод» представлено показники основних антропогенних навантажень для дифузних сільськогосподарських джерел [12].

Показник, який визначає ймовірність дифузного забруднення поверхневих вод стоками з сільськогосподарських угідь на території басейну річки, встановлюється за формулою:

$$I_{cr} = Scg / S_{мпв},$$

де  $I_{cr}$  – показник, за яким встановлюється рівень ризику дифузного забруднення;  $S_{мпв}$  – площа водозбору масиву поверхневих вод (МПВ), км<sup>2</sup>;  $Scg$  – площа сільськогосподарських угідь в басейні річки.

Критерії для встановлення рівня ризику дифузного забруднення стоками з сільськогосподарських угідь на території басейну річки представлено в табл. 1.

Таблиця 1

Критерії для встановлення рівня ризику дифузного забруднення

Категорії	Назва категорії	Критерії
1	«без ризику»	$I_{cr} \leq 0,1$
2	«можливо під ризиком»	$0,1 < I_{cr} \leq 0,3$
3	«під ризиком»	$I_{cr} > 0,3$

Результати визначення ймовірності дифузного забруднення поверхневих вод стоками з сільськогосподарських угідь в межах басейнів малих річок, які є притоками р. Турія, представлено в табл. 2.

Показником, що відображає рівень сільськогосподарського освоєння території басейну річки є екологічна стабільність ландшафту, яка оцінювалася нами за методикою Е. Клементової, В. Гейніге. Коефіцієнт екологічної стабільності ландшафту (КЕСЛ) визначався як співвідношення стабільних та нестабільних його елементів [13]. Відповідно до методики, за результатами оцінки ландшафт може бути віднесений до однієї з 5 категорій – «стабільний з яскраво вираженою стабільністю»; «стабільний»; «умовно стабільний»; «нестабільний»; «нестабільний з яскраво вираженою нестабільністю». Результати оцінки представлені у табл. 2.

Встановлено, що у 12-ти басейнах малих річок, які є притоками р. Турія, ландшафти оцінюються як «нестабільні» та «нестабільні з яскраво вираженою нестабільністю». Лише у басейні р. б/н 3 ландшафти належать до категорії «стабільних», для басейнів річок Сукачі та Дурниця вони є «умовно стабільними».

Результати розрахунку показника, за значенням якого встановлюється ймовірність дифузного забруднення річкових вод стоками з сільськогосподарських угідь на території басейну річки, показали, що водозбірна площа р. б/н 3 знаходиться можливо під ризиком дифузного забруднення, а 14 басейнів вже зазнають такого ризику.

**Висновки.** ЛТС басейну річки Турія зазнала значної трансформації, що обумовлює якість поверхневих вод в басейні та його загальний екологічний стан. Реалізація інтегрованого управління річковим басейном передбачає створення реєстру усіх територій, які знаходяться в його межах і визначені як такі, що потребують особливого захисту.

Згідно з Водною рамковою директивою ЄС цей реєстр має включати наступні типи територій, що охороняються: зони водозаборів; зони охорони економічно важливих видів; водні об'єкти, які використовуються для цілей рекреації; зони дифузного забруднення поживними речовинами; зони охорони середовищ існування видів, залежних від якості води. Однією з умов зменшення навантаження на зазначені зони є забезпечення екологічної стабільності ландшафтно-територіальної структури річкового басейну. Для оптимізації басейнової ЛТС ми пропонуємо використовувати методику оцінки екологічного стану малих річок за комплексним показником антропогенного навантаження, яка дозволяє оцінити екологічний стан басейну річки і намітити основні напрями його оптимізації. Оцінка рівня антропогенного навантаження у басейнах річок проводиться з урахуванням показників, об'єднаних у блоки: «використання водних ресурсів», «використання земельних ресурсів», «техногенне навантаження» [14].

Таблиця 2  
Оцінка екологічної стабільності ландшафту та ймовірності дифузного забруднення території басейну річки Турія

№ з/п	Басейни річок	Структура використання території басейну річки			Екологічна стабільність ландшафту в басейні річки		Ймовірність дифузного забруднення території басейну річки		Категорія, назва категорії	
		Площа, км <sup>2</sup>	Ліси, %	Рілля, %	Осушувані землі, %	КЕСЛ	Категорія	Площа с/г угідь Scg, км <sup>2</sup>		Icg
1	р. б/н 3	32	78,1	13,4	-	3,84	Стабільний	6,5	0,20	2 – можливо під ризином
2	р. Сукачі	90	44,5	20,2	23,3	1,04	Умовно стабільний	38,4	0,43	
3	р. Дурниця	132	53,1	17,6	28,8	1,52		46,1	0,35	
4	р. б/н 9	64	37,5	23,1	18,8	0,76	Нестабільний	31,6	0,49	
5	р. б/н 2	64	37,5	27,6	39,0	0,75		31,7	0,49	
6	р. Бобровка	136	32,4	26,8	28,7	0,55		79,3	0,58	
7	р. б/н 8	76	21,1	39,9	32,9	0,32	Нестабільний з яскраво вираженою нестабільністю	50,2	0,66	
8	р. б/н 4	115	17,3	35,8	42,6	0,28		79,1	0,68	
9	р. б/н 1	45	22,2	30,7	31,8	0,33		29,5	0,66	
10	р. Рудка	164	19,5	36,6	53,7	0,29		110,9	0,68	
11	р. б/н 6	72	16,7	42,7	19,4	0,23		52,8	0,73	
12	р. б/н 7	32	25,0	32,3	50,0	0,39	20,7	0,65		
13	р. Сребниця	106	21,7	50,8	16,0	0,3	77,1	0,73		
14	р. б/н 5	72	22,2	36,5	40,3	0,34	46,3	0,64		
15	р. Воронка	200	22,0	42,9	22,5	0,32	137,3	0,69		

Показники блоку використання земельних ресурсів відображають, характер антропогенного навантаження на басейнову ЛТС. Для кожного з показників (лісистість, розораність, екологічно стійкі території, сільськогосподарська освоєність) на основі опорних таблиць визначено оптимальні значення, характерні для стабільних річкових екосистем. Оптимальна лісистість встановлена з кореляційної залежності між коефіцієнтом стоку і лісистістю територій [15].

Оптимізація структури ландшафту в басейнах рік може бути досягнута за рахунок створення системи протиерозійних, водоохоронних, полезахисних насаджень на території всього басейну та створення лісових насаджень на землях, що не використовуються у сільськогосподарському виробництві. Це не лише дозволить збільшити площі під екологічно стабільними територіями, а й знизить активність ерозійних процесів.

Підходи, запропоновані у цій роботі, можна використовувати під час планування оптимізації басейнових ЛТС малих річок. Слід наголосити, що природоохоронні заходи в басейнах слід здійснювати з позицій системного підходу. Для поліпшення загального екологічного стану річкових басейнів, відновлення водних екосистем необхідно збільшити площу під стабільними елементами ландшафту до екологічно обґрунтованих норм. Важливу роль при цьому відіграє облаштування водоохоронних зон та прибережних смуг, у межах яких господарська діяльність має жорстко регламентуватися відповідно до вимог законодавства.

1. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом : Закон України від 04.10.2016 р. № 1641-VIII. *Відомості Верховної Ради (ВВР)*. 2016. № 46. Ст. 780. 2. Пічура В. І., Потравка Л. О. Методологія просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2019. Вип. № 2. С. 144–174. 3. Хортон Р. Е. Эрозионное строение рек и водосборных бассейнов. Москва : Изд-во иностр. лит-ры, 1948. 159 с. 4. Антипов А. Н., Федоров В. Н. Ландшафтно-гидрологическая организация территории. Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2000. 254 с. 5. Мильков Ф. Н. Бассейн реки как парадинамическая ландшафтная система и вопросы природопользования. *География и природные ресурсы*. 1981. № 4. С. 11–17. 6. Ковальчук І. П. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз. Львів : Інститут Українознавства, 1997. 440 с. 7. Методические указания по ландшафтным исследованиям для сельскохозяйственных целей / за науч. ред. Г. И. Швобса, П. Г. Шищенко. Москва : ВАСХНИЛ, 1990. 58 с. 8. Гродзинський М. Д. Пізнання ландшафту: місце і простір : монографія. Київ : Видав-



ничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2005. Т. 2. 503 с. **9.** Паспорт р. Турія. Луцьк : Волиньводпроект, 1994 р. **10.** Яцик А. В., Хорєв В. М. Водне господарство в Україні. Київ : Генеза, 2000. 437 с. **11.** Гродзинский М. Д., Шищенко П. Г. Ландшафтно-екологический анализ в мелиоративном природопользовании. Київ : Либідь, 1993. 224 с. **12.** Методичні рекомендації щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод. Схвалено Науково-технічною радою Держводагентства (протокол від «27» листопада 2018 року № 2). URL: <https://www.davr.gov.ua/fls18/mvod1.pdf> (дата звернення: 08.07.2021). **13.** Клементова Е., Гейниге В. Оценка экологической устойчивости сельскохозяйственного ландшафта. *Мелиорация и водное хозяйство*. 1995. № 5. С. 33–34. **14.** Клименко М. О., Ліхо О. А. Методика оцінки екологічного стану басейнів малих річок (на прикладі басейну Західного Бугу). *Природні ресурси Волині* : матеріали наукової конференції. Результати фундаментальних досліджень (1993–2003 рр.). *Науковий вісник Волинського державного університету ім. Лесі Українки*. Луцьк : РВВ «Вежа» ВДУ ім. Лесі Українки, 2004. С. 61–63. **15.** Методичне керівництво по розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану малих річок України, НТД 33-4759129-0304-92. Київ, 1992. 40 с.

## REFERENCES:

**1.** Pro vnesennia zmin do deiakykh zakonodavchykh aktiv Ukrainy shchodo vpro-vadzhenia intehrovanykh pidkhodiv v upravlinni vodnymy resursamy za baseinovyim pryntsypom : Zakon Ukrainy vid 04.10.2016 r. № 1641-VIII. Vidomosti Verkhovnoi Rady (VVR). 2016. № 46. St. 780. **2.** Pichura V. I., Potravka L. O. Metodolohiia prostorovo-chasovoi otsinky stanu ekosystemy baseiniv richok i orhanizatsii ratsionalnoho pryrodokorystuvannia. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2019. Vyp. № 2. S. 144–174. **3.** Horton R. E. Erozionnoe stroenie rek i vodosbornykh basseynov. Moskva : Izd-vo inostr. lit-ryi, 1948. 159 s. **4.** Antipov A. N., Fedorov V. N. Landshaftno-gidrologicheskaya organizatsiya territorii. Novosibirsk : Izd-vo SO RAN, 2000. 254 s. **5.** Milkov F. N. Basseyn reki kak paradinamicheskaya landshaftnaya sistema i voprosy prirodopolzovaniya. *Geografiya i prirodnyie resursyi*. 1981. № 4. S. 11–17. **6.** Kovalchuk I. P. Rehionalnyi ekoloho-heomorfologichnyi analiz. Lviv : Instytut Ukrainoznavstva, 1997. 440 s. **7.** Metodicheskie ukazaniya po landshaftnyim issledovaniyam dlya selskohozyaystvennykh tseley / za nauch. red. G. I. Shvebsa, P. G. SHischenko. Moskva : VASHNIL, 1990. 58 s. **8.** Hrodzynskiy M. D. Piznannia landshaftu: mistse i prostir : monohorafiiia. Kyiv : Vydavnycho-polihrafichnyi tsentr «Kyivskiy universytet», 2005. Т. 2. 503 с. **9.** Паспорт р. Турія. Луцьк : Волиньводпроект, 1994 р. **10.** Яцук А. В., Хорєв В. М. Водне господарство в Україні. Київ : Генеза, 2000. 437 с. **11.** Гродзинский М. Д., Шищенко П. Г. Ландшафтно-екологический анализ в мелиоративном природопользовании. Київ : Либідь, 1993. 224 с. **12.** Методичні рекомендації

shchodo vyznachennia osnovnykh antropohennykh navantazhen ta yikhnykh vplyviv na stan poverkhnevnykh vod. Skhvaleno Naukovo-tekhnichnoiu radoiu Derzhvodahentstva (protokol vid «27» lystopada 2018 roku № 2). URL: <https://www.davr.gov.ua/fls18/mvod1.pdf> (data zvernennia: 08.07.2021).  
**13.** Klementova E., Geynige V. Otsenka ekologicheskoy ustoychivosti selskohozyaystvennogo landshafta. *Melioratsiya i vodnoe hozyaystvo*. 1995. № 5. S. 33–34. **14.** Klymenko M. O., Likho O. A. Metodyka otsinky ekolohichnoho stanu baseiniv malykh richok (na prykladi baseinu Zakhidnoho Buhu). *Pryrodni resursy Volyni* : materialy naukovoi konferentsii. Rezultaty fundamentalnykh doslidzhen (1993–2003 rr.). *Naukovyi visnyk Volynskoho derzhavnoho universytetu im. Lesi Ukrainky*. Lutsk : RVV «Vezha» VDU im. Lesi Ukrainky, 2004. S. 61–63. **15.** Metodychne kerivnytstvo po rozrakhunku antropohennoho navantazhennia i klasyfikatsii ekolohichnoho stanu malykh richok Ukrainy, NTD 33-4759129-0304-92. Kyiv, 1992. 40 s.

---

**Likho O. A., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Vozniuk N. M., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Turchyna K. P., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Borshchevska I. M., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Hakalo O. I., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Lecturer** (National University of Water and Environmental Engineering; Rivne Technical Vocational College of The National University of Water and Environmental Engineering, Rivne)

#### **METHODS FOR THE OPTIMIZATION OF LANDSCAPE-TERRITORIAL STRUCTURE OF SMALL RIVER BASINS (ON THE EXAMPLE OF THE TURIYA RIVER BASIN)**

**Implementation of an integrated method to water resources management based on the basin principle is one of the main provisions of the EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Integrated river basin management is based on the fact that natural ecosystems within it, including nearby wetlands and groundwater systems, are a source of freshwater. In the basins of small rivers, the nature and usage intensity of the catchment area determine the hydrochemistry of water and the general state of aquatic ecosystems. In this regard, research in this direction is relevant. The article presents methods of optimizing the landscape territorial structure of small river basins within the framework of integrated river basin management using the example of the river Turia basin. The general ecological condition of the river widely depends on the level of**

anthropogenic load on the small river basins, which are tributaries of the 1st and 2nd order. Violation of the optimal ratio between stable and unstable elements of the landscape, imperfect anti-erosion organization of the territory of agricultural land leads to a rapid passage of surface runoff, activation of erosion processes and, as a result, siltation of rivers. Excessive agricultural development of river basin territories causes diffuse pollution of surface waters with biogenic substances, pesticides and other plant protection products, which negatively affects the state of aquatic ecosystems. To optimize the basin landscape-territorial structure, we propose to use a methodology for assessing the ecological state of small rivers according to a complex indicator of anthropogenic load, which makes it possible to assess the ecological state of the river basin and outline the main directions for optimizing its landscape-territorial structure and general ecological state. Optimization of the landscape structure in river basins can be achieved through the creation of a system of anti-erosion, water protection, field-protective forest belts and continuous plantations on lands, which are not in use for agricultural production. To restore river ecosystems, it is necessary to enlarge the territory of floodplain meadows and ecotones and to form a multi-species herbage. In this case, a special role is played by the arrangement of water protection zones and coastal strips, within which economic activity must be strictly regulated by the requirements of the legislation.

**Keywords:** basin method; landscape-territorial structure; integrated management; diffuse pollution; aquatic ecosystems; small river.

---

**Лихо Е. А., к.с.-х.н., доцент, Вознюк Н. Н., к.с.-х.н., доцент, Турчина К. П., к.с.-х.н., доцент, Борщевская И. М., к.с.-х.н., доцент, Гакало О. И., к.с.-х.н., преподаватель** (Национальный университет водного хозяйства и природопользования; Технический колледж Национального университета водного хозяйства и природопользования, г. Ровно)

### **ПОДХОДЫ К ОПТИМИЗАЦИИ ЛАНДШАФТНО-ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ СТРУКТУРЫ БАСЕЙНОВ МАЛЫХ РЕК (НА ПРИМЕРЕ БАСЕЙНА Р. ТУРИЯ)**

Реализация интегрированного подхода в управлении водными ресурсами по бассейновому принципу является одним из главных положений Водной рамочной директивы ЕС 2000/60/ЕС. Интегри-

рованное управление бассейном реки основывается на том, что природные экосистемы в его пределах, включая близлежащие водно-болотные угодья и подземные водные системы, являются источником пресной воды. В бассейнах малых рек характер и интенсивность использования водосборной площади определяют гидрохимию воды и общее состояние водных экосистем. В связи с этим исследования в этом направлении актуальны. В статье представлены подходы к оптимизации ландшафтной территориальной структуры бассейнов малых рек в рамках интегрированного управления речным бассейном на примере бассейна р. Турия. Общее экологическое состояние реки в значительной степени зависит от уровня антропогенной нагрузки на бассейны малых рек, являющихся притоками 1-го и 2-го порядков. Нарушение оптимального соотношения между стабильными и нестабильными элементами ландшафта, несовершенная противоэрозионная организация территории сельскохозяйственных угодий приводит к быстрому прохождению поверхностного стока, активизации эрозионных процессов и в результате заилению рек. Чрезмерное сельскохозяйственное освоение территорий бассейнов рек обуславливает диффузное загрязнение поверхностных вод биогенными веществами, пестицидами и другими средствами защиты растений, что отрицательно сказывается на состоянии водных экосистем. Для оптимизации бассейновой ландшафтно-территориальной структуры мы предлагаем использовать методику оценки экологического состояния малых рек по комплексному показателю антропогенной нагрузки, которая позволяет оценить экологическое состояние бассейна реки и наметить основные направления оптимизации его ландшафтно-территориальной структуры и общего экологического состояния. Оптимизация структуры ландшафта в бассейнах рек может быть достигнута за счет создания системы противоэрозионных, водоохраных, полезащитных лесополос и сплошных насаждений на землях, не используемых в сельскохозяйственном производстве. Для восстановления речных экосистем необходимо увеличить территорию пойменных лугов и экотонов и сформировать многовидовой травостой. Особую роль при этом играет обустройство водоохраных зон и прибрежных полос, в пределах которых хозяйственная деятельность должна жестко регламентироваться в соответствии с требованиями законодательства.

**Ключевые слова:** бассейновый подход; ландшафтно-территориальная структура; интегрированное управление; диффузное загрязнение; водные экосистемы; малая река.