

DOI: 10.18523/2519-4739.2025.10.1.169-180

УДК 338.4:574/502

Рогожин О. Г.

<https://orcid.org/0000-0001-8101-9368>

Трофимчук В. О.

<https://orcid.org/0009-0005-5664-9575>

Хлобистов Є. В.

<https://orcid.org/0000-0002-9983-9062>

ОЦІНЮВАННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ ТЕРИТОРІЇ ОСУШЕНОГО КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

У статті показано принципову можливість оцінити в першому наближенні вартість потоку екосистемних послуг з території і наповненого, і осушеного Каховського водосховища на основі запозичення з літератури питомих нормативів для одного гектара відповідних угідь за рік. Приріст екосистемних послуг з території осушеного водосховища виміряно на основі запозичених нормативів для дешифрованих типів екосистем за 2024 рік. Цю величину можна вважати оцінюванням суми їхньої початкової вартості, оскільки це стосується першого року початку формування таких екосистем після осушення. Найбільш вірогідним значенням початкової вартості є осереднене оцінювання на основі мінімальних нормативів з урахуванням інфляції. Осереднене оцінювання на основі максимальних нормативів з урахуванням інфляції можна умовно прийняти за орієнтовне значення верхньої межі можливої річної продуктивності екосистеми колишнього Каховського водосховища після досягнення нею ступеня зрілості.

Більш вірогідним варіантом теоретичної моделі динаміки потоку екосистемних послуг у ложі колишнього Каховського водосховища є нелінійна екстраполяція за логістичною функцією, принаймні до часу початку активного господарського освоєння цієї території. Приймається, що знецінення потоку послуг гіпотетично стартує на 2–3 рік після припинення активної фази війни. Найбільш імовірно видається гіпотеза зменшення продуктивності екосистеми за оберненою логістичною залежністю до рівня початкової суми екосистемних послуг за 10 років. В умовах затяжної війни перспективним методом визначення екосистемних послуг може бути вимірювання екологічних втрат як певного наближення до розрахунку чистої поточної продуктивності території, втраченої, зокрема, через надзвичайні ситуації. Її вартість у контексті завданої шкоди можна інтерпретувати як ціну упущеної чистої вигоди та вартісне оцінювання зміни перспектив розвитку території.

Ключові слова: екосистемні послуги, методологія оцінювання і прогнозування, колишнє Каховське водосховище, осушена територія, водно-болотні екосистеми, моделювання динаміки.

JEL classification: Q57, Q56

Вступ і постановка проблеми. Через підлив у 2023 р. російськими окупантами Каховської ГЕС із катастрофічним осушенням її водосховища (площею 2155 км²) перед еколого-економічними дослідженнями постало нове актуальне

завдання – науковий супровід процесу відновлення екосистем у його осушеному ложі, зокрема, хоча б орієнтовно оцінити вартість потоку екосистемних послуг, які вони генерують нині та в наступних періодах.

Згідно з теорією, має оцінюватися *споживча вартість (корисність) екосистемних послуг* (Hernandez-Blanco & Costanza, 2019, р. 261), оскільки більша частина з них не капіталізована відповідними ринками, особливо в країнах із недостатньо розвиненими ринками, як в Україні.

У результаті осушення в ложі Каховського водосховища виник екотоп, близький до того, що існував до затоплення ним заплави нижнього Дніпра, відомої як Великий Луг. У цих граничних умовах на осушеній території почалося формування нової екосистеми, яка нині перебуває на піонерній стадії свого існування (рис. 1). Її швидкому розвитку, зокрема, сприяє те, що тут майже не ведеться господарська діяльність, оскільки це зона бойового зіткнення. Через це спостерігається унікальний для України близький до природного масштабний процес відновлення заплавної екосистеми із майже суцільним заростанням лісовою рослинністю без тиску великих трав'янистих тварин та антропогенної дигресії.

Цей нелінійний процес ще не завершений, на його сезонну динаміку накладається загальна тенденція до збільшення площі рослинних угруповань, передусім вербово-тополевих

молодняків (рис. 1). Причому теорія стверджує, що за інших рівних умов його динаміка матиме вигляд, близький до логістичної кривої, тобто спочатку відбуватиметься пришвидшення, а потім затухання темпу накопичення змін (Крета & Рогожин, 2024).

Отже, метою нашого дослідження є попереднє оцінювання початкової суми екосистемних послуг у ложі осушеного Каховського водосховища та теоретичне моделювання динаміки їхнього потоку на перспективу без урахування і з урахуванням розгортання масштабних проєктів розвитку на цій території.

Дослідження проведено за методологією, викладеною в класичних наукових і методичних публікаціях з оцінювання екосистемних послуг (Hernandez-Blanco & Costanza, 2019; Costanza et al., 1997; TEEB, 2012; Barbier et al., 1997; GEF, 2018). У методичному керівництві (GEF, 2018) постульовано такі основні етапи економічного оцінювання екологічних послуг у першому наближенні:

- 1) встановлення просторових меж дослідження;
- 2) визначення типів екосистем і видів послуг, які потрібно оцінити;

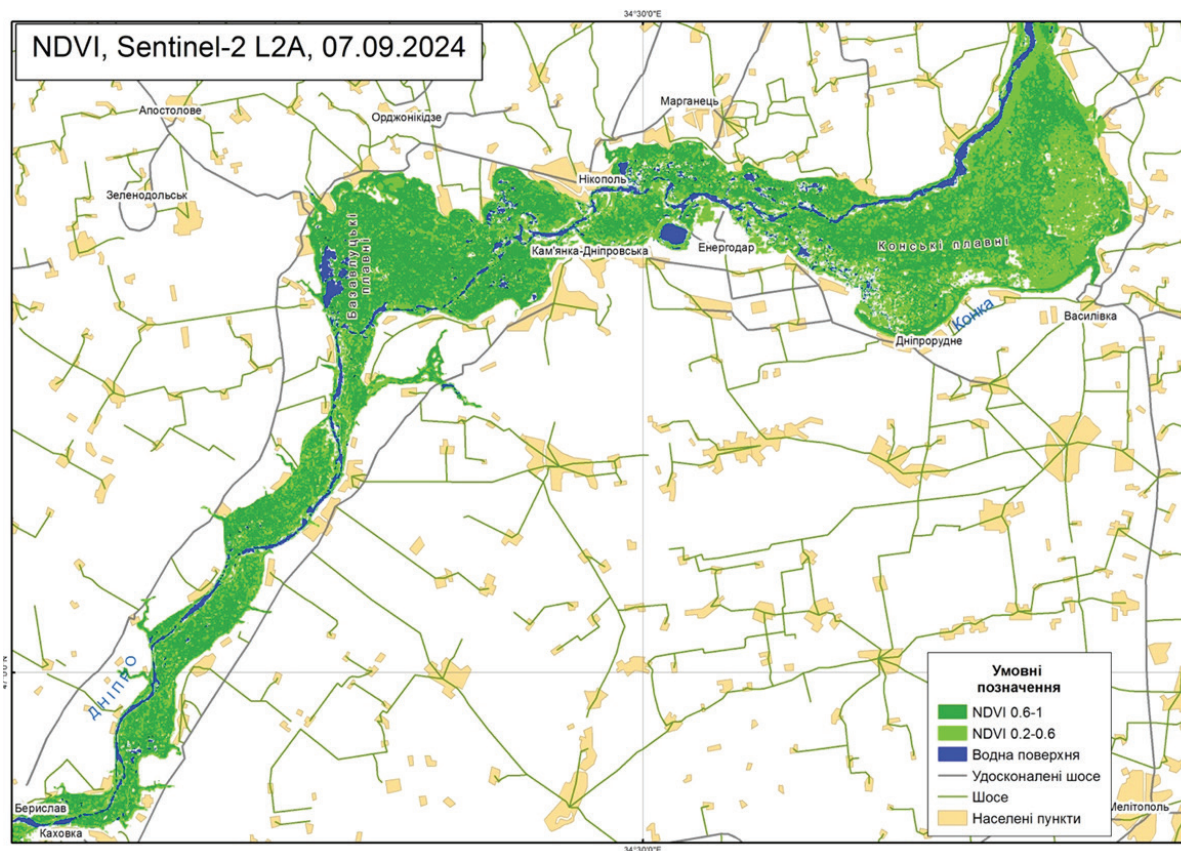


Рис. 1. Заростання лісово-чагарниковою та трав'яною рослинністю поверхні колишнього Каховського водосховища

Джерело: побудував за космознімками Sentinel-2 Д. Крета (надав авторам цієї статті)

- 3) визначення площі ідентифікованих екосистем;
- 4) з'ясування того, які екосистемні послуги доцільно оцінювати за допомогою однієї з двох основних методологій: на основі визначення місцевої (ринкової) вартості або на основі використання методу аналогій;
- 5) визначення можливості застосування методу аналогій для екосистем;
- 6) корегування запозичених нормативних значень для відображення поточної вартості послуг досліджуваних екосистем, зокрема на основі:
 - врахування інфляції для корегування вартості до її теперішнього значення;
 - переведення значення вартості в поточний долар США (за той самий рік);
 - врахування різниці в рівнях цін між місцем, звідки запозичено дані, та досліджуваною територією (з відповідним корегуванням поточної вартості екосистемних послуг).

На жаль, через неможливість проведення польових еколого-економічних досліджень на території бойового зіткнення граничні умови нашого оцінювання було звужено й обмежено можливості методу аналогій для визначення питомих нормативів вартості потоку екосистемних послуг з одного гектара угідь (на етапі корегування запозичених нормативів). Але загалом вдалося дотриматися наведеної вище схеми оцінювання.

Причому для категоризації типів екосистем ложа осушеного водосховища та видів їхніх екологічних послуг ми використали відповідні типології проекту TEEB (ТЕЕВ, 2012, р. 22, 26).

1. Визначення площі різних екосистем у ложі осушеного водосховища

Для визначення площі різних екосистем у ложі осушеного водосховища використано космознімки відкритого доступу Copernicus Sentinel missions, придатні для швидкого

моніторингу динаміки площ поширення узагальнених типів екосистем, зокрема: водних (як площа водного дзеркала), суходільної рослинності, лісових (лісовкритих площ), кам'янистопіщаних відкритого ґрунту (територій, позбавлених рослинності). Така типологія лише на перший погляд значно відрізняється від класифікації MAES, повний збіг спостерігається стосовно прісноводних екосистем, а лісовкриті та лучні площі можна зарахувати до класу природних екосистем з огляду на їхню піонерність в умовах незначної господарської активності через багатомісячне перебування в зоні бойових дій. Лише не вкриті рослинністю території можуть стосуватися також забудови урбоекосистем (Крета & Рогожин, 2024).

2024 рік є першим повним роком існування піонерної екосистеми відновлення водно-болотних угідь заплави нижнього Дніпра (друге півріччя 2023 р. було стартовим етапом її виникнення). Тому наше оцінювання вартості екосистемних послуг стосується саме цього початкового року існування відновлюваної екосистеми.

Щоб оцінити площу екосистеми власне *річок і озер*, її вимірювали за індексом NDWI на час літньої межні (23.08.2024, табл. 1); вона становить 167,48 км².

Площу екосистеми *всієї заплави* (floodplains) оцінено як різницю площ річок і озер на час піку весняного водопілля (31.03.2024) і на час літньої межні (23.08.2024, табл. 1), тобто:

$$1462,19 - 167,48 = 1294,71 \text{ км}^2.$$

Площу екосистеми *боліт* (wetlands) оцінено умовно як різницю площ річок і озер на час спаду весняного водопілля (25.05.2024) і на час літньої межні (23.08.2024, табл. 1), тобто:

$$706,55 - 167,48 = 539,07 \text{ км}^2.$$

Площу екосистеми листопадних *лісів* (forest boreal), власне їхніх молодняків, оцінено як

Таблиця 1. Розрахована площа і частка водної поверхні в межах Каховського водосховища у 2023–2024 рр. (Крета & Рогожин, 2024)

	Дата ГІС-оцінювання	Площа, км ²	% від доаварійної площі
1	01.06.2023	2155,00	100,00
2	30.06.2023	325,80	15,12
3	18.10.2023	370,90	17,21
4	01.01.2024, зимова межінь	267,53	12,41
5	31.03.2024, пік водопілля	1462,19	67,85
6	10.05.2024, водопілля спадає	785,19	36,44
7	25.05.2024, водопілля спадає	706,55	32,79
8	09.07.2024	305,73	14,19
9	23.08.2024, літня межінь	167,48	7,77
10	07.09.2024	220,93	10,25

лісовкрити площу за індексом $1 \geq NDVI \geq 0,6$ на час спаду весняного водопілля (25.05.2024, табл. 3); вона становить 705,84 км².

Площу екосистеми *трав'яної рослинності* (потенційних пасовищ, rangelands) оцінено умовно як різницю площі, вкритої всією рослинністю, за індексом $1 \geq NDVI \geq 0,2$ та лісовкритої площі за індексом $1 \geq NDVI \geq 0,6$ на час спаду весняного водопілля (25.05.2024, табл. 2, 3), тобто:

$$1311,48 - 705,84 = 605,64 \text{ км}^2.$$

Площу відкритого ґрунту та несуцільних травостанів, аналога екосистеми *пустелі* (desert), оцінено умовно як різницю загальної площі колишнього водосховища (2155 км²) і площі річок та озер та площі, вкритої всією рослинністю на час спаду весняного водопілля (25.05.2024, табл. 1, 2), тобто:

$$2155 - 706,55 - 1311,48 = 136,97 \text{ км}^2.$$

Результати територіального оцінювання поширення основних компонентів відновлюваної екосистеми на початковій стадії її існування як цілісного утворення наведено в табл. 4. Ці значення ми приймаємо як параметри територіальної структури в початковій точці динаміки розвитку цієї екосистеми.

2. Перелік оцінених екосистемних послуг

За класифікацією (Costanza et al., 1997), розвинутістю у (TEEB, 2012) та (Hernandez-Blanco &

Costanza, 2019), основними екосистемними послугами водно-болотних угідь є передусім сім послуг регулювання (екосистемних функцій): регулювання порушень, регулювання стоку (наземного та підземного), поповнення водних ресурсів, контроль ерозії та утримання (депонування) відкладень, ґрунтоутворення, переробка відходів (забруднень), притулку для біоти (біологічна регуляція), регулювання клімату (мікроклімату) та складу атмосфери; плюс три забезпечувальні послуги: поповнення водних ресурсів, сировина, генетичні ресурси; а також культурні послуги – рекреаційні, наукові, духовні тощо.

До того ж на початковому етапі формування, ще й за незначної господарської діяльності, послуги заплавної екосистеми зведуться майже виключно до регулятивних екосистемних функцій. Саме такий випадок маємо в ложі осушеного Каховського водосховища, але в першому наближенні цією обставиною можна знехтувати і використати стандартний підхід.

3. Оцінювання початкової суми екосистемних послуг ложа осушеного водосховища

Потік екосистемних послуг (тобто їхній приріст), виміряний за 2024 рік, допустимо вважати оцінюванням суми їхньої початкової вартості. Звісно, такий підхід коректний тільки для першого року існування (формування) піонерної екосистеми.

Таблиця 2. ГІС-оцінювання (в першому наближенні) динаміки піонерного заростання території осушеного Каховського водосховища всіма типами рослинності у 2023–2024 рр. за $1 \geq NDVI \geq 0,2$ (Крета & Рогожин, 2024)

	Дата оцінювання	Площа, км ²	% від усієї площі водосховища	% без площі водної поверхні
1	05.07.2023	81,85	3,80	4,59
2	19.08.2023	707,64	32,84	39,66
3	18.09.2023	1168,38	54,24	65,55
4	18.10.2023	1307,33	60,69	73,32
5	25.05.2024	1311,48	60,86	90,54
6	09.07.2024	1604,58	74,46	86,77
7	23.08.2024	1668,55	77,43	83,95
8	07.09.2024	1713,38	79,51	88,59

Таблиця 3. ГІС-оцінювання динаміки заростання деревною рослинністю на території осушеного Каховського водосховища у 2023 р. за $1 \geq NDVI \geq 0,6$ (Крета & Рогожин, 2024)

	Дата оцінювання	Площа, км ²	% від усієї площі водосховища	% без площі водної поверхні	% від площі всієї рослинності
1	05.07.2023	18,92	0,87	1,06	23,12
2	19.08.2023	158,71	7,36	8,90	22,43
3	18.09.2023	470,41	21,83	26,38	40,26
4	18.10.2023	573,52	26,62	32,16	43,87
5	25.05.2024	705,84	32,75	48,73	53,82
6	09.07.2024	864,54	40,12	46,75	53,88
7	23.08.2024	933,03	43,29	46,94	55,92
8	07.09.2024	1024,35	47,53	52,96	59,78

З літературних джерел відомі оцінювання річного потоку екосистемних послуг з гектара основних типів екосистем. З них узагальнювальними є (Costanza et al., 1997) та (ТЕЕВ, 2012), які ми використали як нормативи для розрахунку суми послуг, які генерують екосистеми осушеного Каховського водосховища. Вартості річного потоку послуг, оцінені Costanza et al. у поточному доларі США станом на 1994 р., мають лише історичне значення, ми їх відкорегували з урахуванням рівня інфляції (індексу СРІ) у США за період до 2022 р. згідно з базою даних Світового банку (табл. 4). Для значень у (ТЕЕВ, 2012), наведених станом на 2007 р., ми цього не робили, переважно через те, що вартість потоку послуг тоді традиційно розраховували переважно для *зрілих* і високопродуктивних екосистем тропічного і субтропічного поясів. Тобто для наших умов слід вводити істотну поправку на зниження. У першому наближенні можна просто не враховувати інфляцію за 15 років та взяти за основу мінімальні значення оцінювання (ТЕЕВ, 2012).

Мінімальна вартість послуг екосистеми ложа колишнього Каховського водосховища у 2024 р., розрахована як сума її компонентів у поточному доларі США на 2007 р., становить 102,8 млн дол. США, а як сума послуг усієї заплави (інший норматив) та водойм – 156,8 млн дол. США (табл. 4). З урахуванням середньорічної інфляції (середньорічний приріст СРІ за 2007–2022 рр. у США, згідно з базою даних Світового банку, – 34,4 %) це становитиме, відповідно, 138,2 млн дол. США та 210,8 млн дол. США. Беремо з цього середнє значення – *183,8 млн дол. США*, яке

й пропонуємо умовно прийняти за початкову вартість послуг піонерної екосистеми, що формується в ложі колишнього Каховського водосховища.

За максимально високими нормативами Costanza et al., 1997 (з урахуванням середньорічної інфляції до 2022 р.) загальна вартість річної продуктивності екосистемних послуг, розрахована як сума її компонентів, становитиме 1936,5 млн дол. США (табл. 4), а розрахована як сума послуг усієї заплави та водойм – 5285,6 млн дол. США, в середньому – *3611,05 млн дол. США*. Цю величину можна умовно прийняти за орієнтовне оцінювання максимально досяжної річної продуктивності екосистеми колишнього Каховського водосховища після досягнення ступеня зрілості.

4. Оцінювання екологічних послуг під час існування водосховища

Для оцінювання екологічних послуг під час існування водосховища використано ту саму методологію, що й для оцінювання стартової суми екологічних послуг осушеного водосховища. Тобто використали для цього питомі нормативи для річок і озер, хоч це й не зовсім коректно для водосховища, навіть через майже 70 років після його створення.

За мінімальним нормативом (табл. 4) вартість середньорічного потоку екологічних послуг водосховища в поточному доларі США на 2007 р. становила 383,38 млн дол. США, а з урахуванням середньорічної інфляції до 2022 р. – 515,26 млн дол. США. Цю суму пропонуємо вважати мінімальним оцінюванням. За максимальним

Таблиця 4. Загальна вартість річного потоку екосистемних послуг території колишнього Каховського водосховища в початковому 2024 р. розвитку піонерних екосистем за різними варіантами вартісного оцінювання

	Площа, км²	%%	Нормативи вартості послуг екосистем, що формуються в ложі колишнього водосховища (US\$ га/рік)				Вартість послуг екосистем колишнього водосховища в початковому 2024 р. (млн US\$)			
			ТЕЕВ, 2012 (2007)		Costanza et al., 1997 (1994)		ТЕЕВ, 2012 (2007)		Costanza et al., 1997 (1994)	
			Мін.	Сер.	1994	2022	Мін.	Сер.	1994	2022
Все колишнє водосховище	2155,00	100,00	–	–	–	–	102,8	1631,6	980,9	1936,5
Річки й озера	167,48	7,77	1779	7633	8498	16776	29,8	127,8	142,3	281,0
Заплава всього	1294,71	60,08	981	22789	19580	38654	127,0	2950,5	2535,0	5004,6
Болота	539,07	25,01	981	22789	14785	29188	52,9	1228,5	797,0	1573,4
Молодий ліс	705,84	32,75	30	2446	302	596	2,1	172,6	21,3	42,1
Травостани	605,64	28,10	297	1694	232	458	18,0	102,6	14,1	27,7
Відкритий ґрунт	676,04	6,36	–	–	92	181,6	–	–	6,2	12,3

Джерело: розрахунки авторів за даними (Costanza et al., 1997; ТЕЕВ, 2012)

нормативом (табл. 4) з урахуванням інфляції вартість середньорічного потоку екологічних послуг водосховища становила 3615,23 млн дол. США. Якщо взяти середнє значення, це буде 2065,24 млн дол. США, тобто у 4 рази більше, ніж мінімальне оцінювання. Цю суму пропонуємо вважати максимальним оцінюванням.

Цікаво, що безпосередню екологічну шкоду, завдану внаслідок катастрофічного осушення Каховського водосховища, оцінили в понад 2 млрд дол. США (Яковлев та ін., 2023). Але такий збіг видається випадковим, оскільки зазначені втрати було оцінено переважно для території катастрофічного затоплення нижче за течією.

На нашу суто інтуїтивну думку, найбільш вірогідним значенням вартості річного потоку екологічних послуг наповненого водосховища є її мінімальне оцінювання з урахуванням інфляції (тобто приблизно **515** млн дол. США), з огляду на бідність і значно нижчу продуктивність екосистем великих штучних водосховищ порівняно з близькими за площею природними річками й озерами. Вона у 2,8 рази перевищує наше оцінювання початкової суми екосистемних послуг ложа осушеного водосховища.

5. Моделювання очікуваної динаміки екосистемних послуг ложа осушеного водосховища

Сьогодні можливі лише більш або менш обґрунтовані припущення щодо перебігу процесів формування екосистем у ложі осушеного Каховського водосховища та динаміки потоку їхніх послуг, здійснені на основі математичного моделювання.

Щоб розрахувати хоча б у найпершому наближенні теоретично ймовірну динаміку зростання вартості послуг у міру розвитку екосистеми до набуття нею стадії зрілості, можна скористатися відомою нелінійною моделлю *логістичної функції* (1):

$$P_{(t)} = K \cdot P_0 \cdot e^{rt} / [K + P_0 \cdot (e^{rt} - 1)], \quad (1)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} P_{(t)} = K, \quad t \geq 1, \quad t \rightarrow \infty,$$

де $P_{(t)}$ – чисельність популяції або її продуктивність (тут оцінена річною сумою екосистемних послуг);

P_0 – початкова чисельність популяції (тут оцінена сумою екосистемних послуг за перший рік існування екосистеми, тобто 183,8 млн дол. США);

K – підтримувана ємність середовища (тут відображена максимально досяжною

річною продуктивністю екосистемних послуг, тобто 3611,05 млн дол. США);

r – параметр швидкості зростання (тут приймаємо, що $r < 1$);

t – час (тут 30 років з початку розвитку процесу).

Після декількох експериментів із різними значеннями параметра швидкості зростання ми зупинилися на $r = 0,5$ як на функції, оберненій до квадратичної, з огляду на поширеність такого типу залежностей у природі. Період часу 30 років обрано з огляду на швидкий темп зростання вербових і тополевих деревостанів та можливого досягнення ними стадії середньостиглих до 20 років.

Зміни річної суми екосистемних послуг розраховуємо за формулою (2):

$$Serv_{(t)} = P_0 + P(t), \quad t \geq 1 \quad (2)$$

Їх ілюструє рис. 2. Тобто при $r = 0,5$ очікуємо повної стабілізації рівня екосистемних послуг на 24–25 рік з початку процесу формування екосистеми (2048–2049 рр.), а відносної стабілізації – до **20 років** (до 2044 р.). При $r = 0,2$ – повної стабілізації на 25-й рік (2049 р.), а при $r = 0,6$ – на 20-й рік (2044 р.). Звісно, за інших рівних умов.

За такої моделі експоненційне зростання приросту екосистемних послуг (їх «обернене дисконтування») при $r = 0,5$ триватиме приблизно 7–8 років (до 2031–2032 рр.), а далі відбуватиметься експоненційне зменшення приросту до року його стабілізації. Зменшення потоку екосистемних послуг (за класичною траєкторією дисконтування) відбудеться лише під впливом зростаючого тиску господарського освоєння досліджуваної території за умов стихійного (або хижацького) характеру повоєнного відновлення.

Якщо використовувати для розрахунку просту модель *спадної степеневної функції* степеня 0,5 (3), то згідно з нею не відбудеться стабілізації приросту екосистемних послуг за розглянуті 30 років (рис. 3).

$$Serv_{(t)} = P_0 \cdot t^{0,5} \quad (3)$$

Причому за цією моделлю наприкінці 30-річного періоду спостереження річна продуктивність послуг усієї каховської екосистеми ледь перевищить 1 млрд дол. США, що ми вважаємо явно заниженим значенням.

Аналогічний результат отримано і під час експериментування з *логарифмічною функцією* (і натурального, і десяткового логарифмів), але

з набагато нижчим рівнем продуктивності наприкінці періоду спостереження.

А в разі використання простої експоненційної моделі (e^t) цілком очікувано отримано неймовірно завищений результат.

З огляду на це більш вірогідним варіантом теоретичної моделі динаміки потоку екосистемних послуг у ложі колишнього Каховського водосховища є нелінійна екстраполяція за логістичною функцією, принаймні до часу початку активного господарського освоєння цієї території.

6. Питання знецінення екосистемних послуг у майбутніх періодах

Як зазначають Дж. Гоуді, Р. Б. Говарт та К. Тісделл (J. Gowdy, R. B. Howarth, C. Tisdell), в теорії екологічної економіки знецінення природного капіталу у формі дисконтування його приросту (зокрема й приросту екосистемних послуг) розглядають на основі концепції соціального добробуту, виходячи з макроекономічних передумов (ТЕЕВ, 2012, рр. 264–267). Метою такого аналізу є визначення динаміки добробуту між поколіннями (тобто темпом

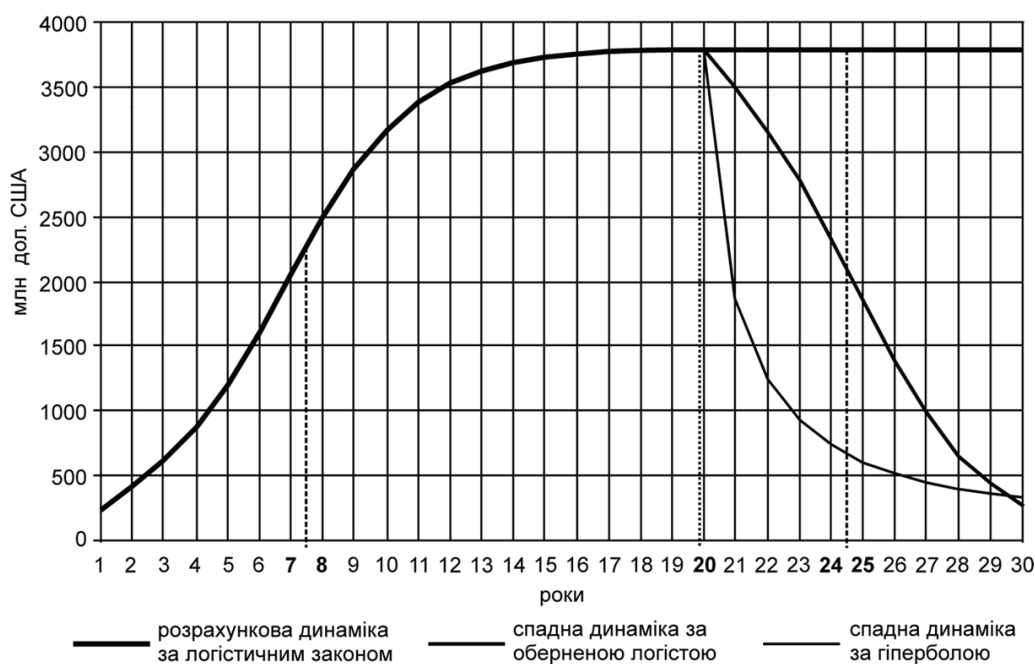


Рис. 2. Динаміка екологічних послуг екосистеми колишнього Каховського водосховища за логістичною функцією $Serv(t)$
Джерело: побудовано авторами

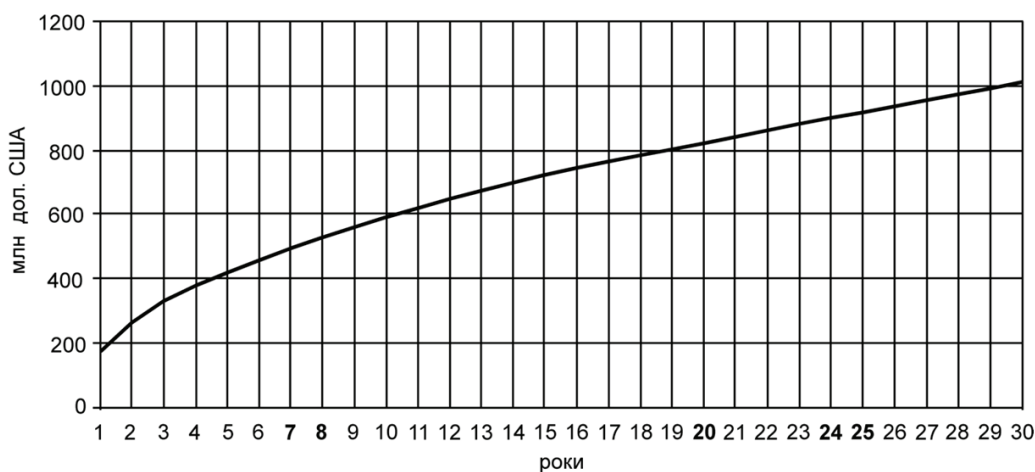


Рис. 3. Динаміка екологічних послуг екосистеми колишнього Каховського водосховища за степеневою ($t^{0.5}$) функцією
Джерело: побудовано авторами

десятиліть) унаслідок деградації довкілля. Згідно з цим у теорії оптимального економічного зростання припускають, що функція корисності як функціонал соціального добробуту набуває вигляду (4) (ТЕЕВ, 2012, р. 264):

$$U(C) = C^{1-\eta} \cdot (1-\eta), \quad (4)$$

де U – моментна корисність (instantaneous utility);

C – потік споживчих благ (зокрема й еко-системних послуг);

η – параметр, що відображає кривизну функції корисності.

Відповідно, майбутні грошові витрати та вигоди слід дисконтувати за параметром η , який визначають із так званого «рівняння Рамсея» (5):

$$r = \rho + \eta \cdot g, \quad (5)$$

де r – норма (ставка) дисконтування;

ρ – коефіцієнт пріоритетності теперішнього часу;

η – параметр кривизни функції корисності;

g – темп зростання споживання на душу населення.

Звісно, ця залежність ігнорує невизначеність, спрощуючи аналіз, але зменшуючи правдоподібність моделі та її описову силу. Врахування невизначеності ускладнить структуру рівняння ставки дисконтування за рахунок введення третього члена, що має відобразити передбачуваний ризик відповідної дії (Starrett, 1988; Blanchard & Fischer, 1989, розділ 6).

Інтуїтивно зрозуміло, що люди воліють знецінювати майбутні економічні вигоди, оскільки, по-перше, вони нетерплячі і, по-друге, вони очікують, що одиниця доходу, спожита в майбутньому, принесе менше задоволення, ніж та, що спожита сьогодні. Саме це передусім зумовлює спадну динаміку ставки дисконтування r .

Іншим важливим фактором (мотивом), який визначає, наскільки пріоритетною стає турбота про майбутнє, є те, наскільки заможними будуть люди в майбутньому. Як показано в рівнянні (4), у макроекономічному сенсі за певних припущень добробут майбутніх поколінь визначають із допомогою двох показників: темп зростання доходу на душу населення в майбутньому (g) та еластичність граничної корисності споживання (η). Еластичність граничної корисності визначає, наскільки швидко падає гранична корисність споживання зі збільшенням рівня споживання. Часто приймають, що $\eta = 1$ (Nordhaus, 1994; Stern, 2007). У цьому випадку

$\eta \cdot g$ відповідає логарифмічній функції корисності Бернуллі, і 1 % сьогоdnішнього доходу матиме таку саму цінність, як і 1 % доходу в певний момент у майбутньому, оскільки g є відсотковою змінною (Quiggin, 2008). Звідси, що вище значення η , то вищою має бути майбутня винагорода за сьогоdnішні витрати на збереження природи. Наприклад, якщо r близьке до 0, а значення $g > 0$, то збільшення η від 1 до 2 подвоїть ставку дисконтування r (ТЕЕВ, 2012, р. 265).

За цих умов (Dasgupta & Mäler, 2000) показало, що (g) можна розглядати як *норму прибутку на всі форми капіталу*. У контексті динамічного зростання (g) є еквівалентним *темпу зростання загальної продуктивності факторів виробництва* (TFP) уздовж траєкторії збалансованого зростання. TFP – це темп зростання економічного виробництва без урахування зважених темпів зростання виробничих ресурсів. За трьох факторів виробництва:

$$TFP = Q - a \cdot MK - b \cdot HK - c \cdot NK, \quad (6)$$

де $a + b + c = 1$, ці коефіцієнти є часткою вартості кожного із врахованих факторів виробництва в загальній вартості факторів;

Q – приріст вартості виробленої продукції (випуск);

MK – приріст штучного (створеного людиною) капіталу;

HK – приріст людського капіталу;

NK – приріст природного капіталу.

Дослідження з поведінкової економіки зафіксували дві важливі закономірності суб'єктивного сприйняття добробуту, ключові для оцінювання динаміки екосистемних послуг (ТЕЕВ, 2012, рр. 268–269).

По-перше, *неприйняття втрат*, тобто втра-там надають більшої ваги (цінності), ніж еквівалентним прибуткам. Це підтверджується відомою розбіжністю між готовністю платити (WTP) і готовністю прийняти (WTA) інформацію про зміни навколишнього середовища (Brown & Gregory, 1999). Навіть у контексті стандартної теорії корисності вимоги компенсації за втрату біорізноманіття (WTA), ймовірно, будуть набагато більшими, ніж ринкове оцінювання вартості такої втрати (WTP).

По-друге, *гіперболічне дисконтування*; оскільки дані вказують на те, що люди дисконтують майбутнє за гіперболічною залежністю, коли ставка дисконтування спочатку знижується, а потім вирівнюється так, що моментна вартість чогось більше істотно не знижується (Laibson, 1997).

Наявність гіперболічного дисконтування означає, що звичайний економічний аналіз може значно недооцінювати довгострокові вигоди від захисту біорізноманіття. Якщо люди знижують оцінку гіперболічно і якщо ми вважаємо заявлені ними пріоритети, прямолінійне дисконтування не має використовуватися для оцінювання екологічних збитків у майбутньому, зокрема й спричинених втратою біорізноманіття. Морін Кроппер і Девід Лейбсон (Storper & Laibson, 1999) рекомендували використовувати гіперболічне дисконтування щодо глобального потепління, а Грасієла Чічільніські (Chichilnisky, 1996) використала його у своїй моделі сталого розвитку. Звичайно, те, що індивіди дисконтують гіперболічно, не означає, що динаміка соціальної ставки дисконтування (місцевої, регіональної, національної) в усіх випадках має відображатися гіперболою, вона може змінюватися й за іншою залежністю.

У нашому випадку знецінення потоку екосистемних послуг, імовірно, стартує з початком активного господарського освоєння ложа колишнього Каховського водосховища, можливо, на 2–3 рік після припинення активної фази війни і деокупації херсонського лівобережжя, тобто не скоро, умовно з 20 року формування екосистеми, тобто приблизно з 2044 р. (рис. 2).

На рис. 2 показано два гіпотетичні варіанти динаміки знецінення екологічних послуг під тиском масштабних господарських проєктів (передусім гідротехнічних) у разі, якщо вони розпочнуться з 2044 р. Перший варіант відображений гіперболою:

$$Serv_{(k)} = Serv_{(20)} \cdot 1/t, \quad t \geq 1, k \geq 20. \quad (7)$$

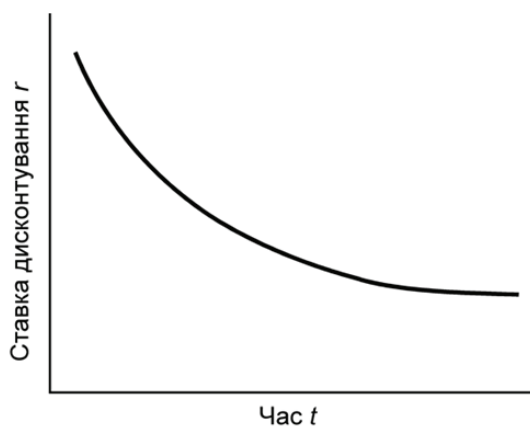


Рис. 4. Гіперболічне дисконтування (ТЕЕВ, 2012, рр. 268–269)

Другий варіант відображений оберненою логістичною залежністю:

$$Serv_{(k)} = (Serv_{(20)} - P_{(t)}), \quad t \geq 1, k \geq 20, \quad (8)$$

де $P_{(t)} = K \cdot P_0 \cdot e^{rt} / [K + P_0 \cdot (e^{rt} - 1)]$, $\lim P_{(t)} = K$, $K = Serv_{(20)}$, $t \geq 1$, див. рівняння (1).

Згідно з цими гіпотезами, відбуватиметься швидке зниження продуктивності екосистеми, яка за 10 років (з 2044 р. до 2054 р.) впаде до рівня початкової суми екосистемних послуг (рис. 2). Причому логістична траєкторія зменшення продуктивності видається дещо більш вірогідною.

Окрім того, цілком реально, що така швидка і глибока втрата екологічних функцій матиме критичні наслідки для добробуту людей через колапс екосистеми після перевищення порогового значення шкоди (Hoel & Sterner, 2007).

Загалом, за спостереженнями, вища ставка дисконтування r призводить до довгострокової деградації біорізноманіття та екосистем. Наприклад, 5 % ставка дисконтування означає, що втрата біорізноманіття через 50 років буде оцінюватися лише в 1/7 тієї самої вартості втрат біорізноманіття сьогодні.

Однак зростання об'єктивної потреби в екосистемних послугах в умовах деградації біорізноманіття призводитиме до збільшення їхньої питомої корисності (вартості) з плином часу. Цю обставину не враховує сучасна система вартісного оцінювання екосистемних послуг, яка для спрощення виходить із припущення про незмінність їхньої питомої вартості. Отже, постає завдання подальшого доопрацювання і перегляду нормативної бази в практиці грошового оцінювання екосистемних послуг.

Висновки та пропозиції

1. Незважаючи на неможливість проведення польових досліджень у зоні бойових дій, застосування методу аналогій показало принципову можливість оцінювання в першому наближенні вартості потоку екосистемних послуг з території і наповненого, і осушеного Каховського водосховища (на основі запозичення з літератури питомих нормативів для одного гектара угідь за рік).

2. Найбільш вірогідним значенням середньорічної вартості потоку екологічних послуг з водного дзеркала Каховського водосховища є мінімальне оцінювання (за мінімальними нормативами) з урахуванням інфляції (~515 млн дол. США) з огляду на бідність екосистем великих штучних водосховищ.

3. Приріст екосистемних послуг з території осушеного водосховища, виміряний на основі запозичених нормативів для дешифрованих типів екосистем за 2024-й рік, можна вважати оцінюванням суми їхньої початкової вартості, оскільки це стосується першого року початку формування таких екосистем після осушення. Найбільш вірогідним значенням початкової вартості логічно вважати осереднене оцінювання на основі мінімальних нормативів з урахуванням інфляції ($\approx 183,8$ млн дол. США).

4. Осереднену оцінку на основі максимальних нормативів з урахуванням інфляції можна умовно прийняти за орієнтовне значення верхньої межі можливої річної продуктивності екосистеми колишнього Каховського водосховища після досягнення нею ступеня зрілості ($\approx 3611,05$ млн дол. США).

5. Точно передбачити, за який час відновлювана екосистема досягне стадії зрілості, навряд чи можливо, для його уточнення потрібне розгортання систематичного екологічного моніторингу та спеціальних досліджень. Але можливі більш або менш обґрунтовані гіпотетичні припущення на основі математичного моделювання динаміки процесів формування екосистем.

6. Більш вірогідним варіантом теоретичної моделі динаміки потоку екосистемних послуг у ложі колишнього Каховського водосховища є нелінійна екстраполяція за логістичною

функцією, принаймні до часу початку активного господарського освоєння цієї території. За такої гіпотези експоненційне зростання приросту екологічних послуг триватиме до 2031–2032 рр., далі відбуватиметься експоненційне зменшення приросту до часу повної стабілізації (2048–2049 рр.).

7. Очікується, що зменшення потоку екосистемних послуг може статися лише під впливом зростаючого тиску господарського освоєння території масштабними проектами (передусім гідротехнічними) за умов хижацького характеру повоєнного відновлення. Приймається, що знецінення потоку послуг гіпотетично стартує на 2–3 рік після припинення активної фази війни (умовно з 2044 р.). Найбільш імовірною видається гіпотеза зменшення продуктивності екосистеми за оберненою логістичною залежністю до рівня початкової суми екосистемних послуг за 10 років.

8. В умовах затяжної війни перспективним методом визначення внеску екосистем у добробут суспільства (власне оцінювання їхніх послуг) може бути вимірювання екологічних втрат (шкоди) як певного наближення до розрахунку чистої поточної продуктивності території, втраченої, зокрема, через надзвичайні ситуації. Її вартість у контексті завданої шкоди можна інтерпретувати як ціну упущеної чистої вигоди та вартісне оцінювання зміни перспектив розвитку території.

Список літератури

- Крета, Д. Л., & Рогожин, О. Г. (2024). Експрес-моніторинг відновлення природних екосистем у ложі осушеного Каховського водосховища засобами ГІС-аналізу. У *Відновлення екосистем, які постраждали внаслідок воєнних дій: українські та європейські виклики: тези доповідей Міжнародної науково-теоретичної та прикладної конференції REDMO-2024, м. Київ, 06 листопада 2024 р., Національний авіаційний університет* (с. 27–32). НАУ.
- Яковлев, С. О., Рогожин, О. Г., Стефанишин, Д. В., & Крета, Д. Л. (2023). Еколого-геологічні і економічні наслідки створення, осушення та можливих варіантів відновлення Каховського водосховища. *Екологічна безпека та природокористування*, 4(48), 91–116. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.4.91-116>
- Barbier, E., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland.
- Blanchard, O. J., & Fischer, S. (1989). *Lectures on Macroeconomics*. MIT Press.
- Brown, T., & Gregory, R. (1999). Why the WTA–WTP disparity matters. *Ecological Economics*, 28, 323–335.
- Chichilnisky, G. (1996). An axiomatic approach to sustainable development. *Social Choice and Welfare*, 13, 231–257.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naem, Sh., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Cropper, W., & Laibson, D. (1999). The Implications of Hyperbolic Discounting for Project Evaluation. In P. Portney & J. Weyant (Eds.), *Discounting and Intergenerational Equity*. Resources for the Future, Washington, DC.
- Dasgupta, P., & Mäler, K.-G. (2000). Net national product, wealth and social well-being. *Environment and Development Economics*, 5, 69–93.
- GEF. (2018). *GEF Guidance Documents to Economic Valuation of Ecosystem Services in IW Projects. Subcomponent 4.1 Systematic consideration of the economic valuation of natural resources into the TDA/SAP process*. Prepared by UNIDO. <https://clmeplus.org/doculibrary/gef-guidance-documents-to-economic-valuation-of-ecosystem-services/>
- Hernandez-Blanco, M., & Costanza, R. (2019). Natural capital and ecosystem services. In G. L. Cramer, K. P. Paudel, & A. Schmitz (Eds.), *The Routledge Handbook of Agricultural Economics* (pp. 254–268). https://www.robertcostanza.com/wp-content/uploads/2019/03/2019_C_Hernandez-and-Costanza.pdf
- Hoel, M., & Sterner, T. (2007). Discounting and relative prices. *Climatic Change*, 84, 265–280.
- Laibson, D. (1997). Golden eggs and hyperbolic discounting. *Quarterly Journal of Economics*, 112, 443–477.
- Nordhaus, W. (1994). *Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change*. MIT Press.
- Quiggin, J. (2008). Stern and the critics on discounting and climate change: An editorial essay. *Climatic Change*, 89, 195–205. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9434-9>
- Starrett, D. A. (1988). *Foundations of Public Economics*. Cambridge University Press.
- Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- TEEB. (2012). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Ed. Pushpam Kumar. United Nations Environment Programme, Routledge.

References

- Barbier, E., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland.
- Blanchard, O. J., & Fischer, S. (1989). *Lectures on Macroeconomics*. MIT Press.
- Brown, T., & Gregory, R. (1999). Why the WTA–WTP disparity matters. *Ecological Economics*, 28, 323–335.
- Chichilnisky, G. (1996). An axiomatic approach to sustainable development. *Social Choice and Welfare*, 13, 231–257.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, Sh., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonk, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Cropper, W., & Laibson, D. (1999). The Implications of Hyperbolic Discounting for Project Evaluation. In P. Portney & J. Weyant (Eds.), *Discounting and Intergenerational Equity*. Resources for the Future, Washington, DC.
- Dasgupta, P., & Mäler, K.-G. (2000). Net national product, wealth and social well-being. *Environment and Development Economics*, 5, 69–93.
- GEF. (2018). *GEF Guidance Documents to Economic Valuation of Ecosystem Services in IW Projects. Subcomponent 4.1 Systematic consideration of the economic valuation of natural resources into the TDA/SAP process*. Prepared by UNIDO. <https://clmplus.org/doculibrary/gef-guidance-documents-to-economic-valuation-of-ecosystem-services/>
- Hernandez-Blanco, M., & Costanza, R. (2019). Natural capital and ecosystem services. In G. L. Cramer, K. P. Paudel, & A. Schmitz (Eds.), *The Routledge Handbook of Agricultural Economics* (pp. 254–268). https://www.robertcostanza.com/wp-content/uploads/2019/03/2019_C_Hernandez-and-Costanza.pdf
- Hoel, M., & Sterner, T. (2007). Discounting and relative prices. *Climatic Change*, 84, 265–280.
- Kreta, D., & Rogozhin, O. (2024). Express monitoring of natural ecosystems restoration in the bed of the drained Kakhovskiy reservoir using GIS analysis. In *Restoration of ecosystems damaged by military actions: Ukrainian and European challenges: abstracts of the reports of the International Scientific, Theoretical and Applied Conference REDMO-2024, Kyiv, November 6, 2024, National Aviation University* (pp. 27–32). National Aviation University [in Ukrainian].
- Laibson, D. (1997). Golden eggs and hyperbolic discounting. *Quarterly Journal of Economics*, 112, 443–477.
- Nordhaus, W. (1994). *Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change*. MIT Press.
- Quiggin, J. (2008). Stern and the critics on discounting and climate change: An editorial essay. *Climatic Change*, 89, 195–205. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9434-9>
- Starrett, D. A. (1988). *Foundations of Public Economics*. Cambridge University Press.
- Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- TEEB. (2012). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Ed. Pushpam Kumar. United Nations Environment Programme, Routledge.
- Yakovlev, Y., Rogozhin, O., Stefanyshyn, D., & Kreta, D. (2023). Geoecological and economic consequences of creation, drainage and possible variants of restoration the Kakhovsky reservoir. *Environmental Safety and Natural Resources*, 48(4), 91–116. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.4.91-116> [in Ukrainian].

Oleksiy Rogozhin, Victoria Trofymchuk, Ievgen Khlobystov

ASSESSMENT OF ECOSYSTEM SERVICES OF THE DRAINED KAKHOVKA RESERVOIR

Abstract

The article shows the principal possibility of estimating in a first approximation the value of the ecosystem services flow from the territory of both the filled and drained Kakhovka Reservoir based on borrowing from the literature specific standards for one hectare of the corresponding ecosystems per year. The increase in ecosystem services from the territory of the drained reservoir is measured on the basis of borrowed standards for deciphered ecosystem types for the year 2024. This value can be considered an estimate of their initial value sum, since it concerns the first year of such ecosystem's formation after drainage. The most probable initial value is an averaged estimate based on minimum standards considering inflation. The averaged estimate based on maximum standards considering inflation can be conditionally accepted as an approximate value of the upper limit of possible annual productivity of the former Kakhovka Reservoir ecosystem upon its reaching full degree of maturity.

A more reliable version of the theoretical model of ecosystem services flow dynamics in the bed of the former Kakhovka Reservoir is a nonlinear extrapolation according to the logistic function, at least until the start of active economic development of this territory. It is assumed that the depreciation of the services flow hypothetically starts 2–3 years after the end of the active phase of the war. The most likely hypothesis seems to be a decrease in ecosystem productivity according to the inverse logistic dependence on the level of the initial amount of ecosystem services for 10 years. In conditions of a protracted war, a promising method for determining ecosystem services may be to measure ecological losses as a certain approximation to the calculation of net current productivity of the territory lost, in particular, due to emergencies. Its value in the context of the caused damage can be interpreted as the price of lost net benefit and the economic estimate of changes in development prospects of the territory.

Keywords: ecosystem services, assessment and forecasting methodology, former Kakhovka Reservoir, drained territory, wetland ecosystems, modeling of dynamics.

Подано / Submitted: 15.07.2025

Схвалено до публікації / Accepted: 23.08.2025

Оприлюднено / Published: 27.11.2025

Рогожин Олексій Георгійович – доктор економічних наук, старший науковий співробітник, головний науковий співробітник Інституту телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАН України

Oleksiy Rogozhin – Doctor of Economics, Senior Researcher, Chief Scientific Fellow, Institute of Telecommunications and Global Information Space of the National Academy of Sciences of Ukraine
<https://orcid.org/0000-0001-8101-9368>
olexarog@gmail.com

Трофимчук Вікторія Олександрівна – кандидат економічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАН України

Victoria Trofymchuk – Candidate of Economics, Senior Researcher, Institute of Telecommunications and Global Information Space of the National Academy of Sciences of Ukraine
<https://orcid.org/0009-0005-5664-9575>
trofymchuk.vk@gmail.com

Хлобистов Євген Володимирович – доктор економічних наук, професор, декан факультету природничих наук Національного університету «Києво-Могилянська академія»

Ievgen Khlobystov – Doctor of Economics, Professor, Dean of the Faculty of Natural Sciences, National University of Kyiv-Mohyla Academy
<https://orcid.org/0000-0002-9983-9062>
ievgen.khlobystov@ukma.edu.ua



Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0)