



УДК 574.583:574.5:504
DOI 10.47143/1684-1557/2026.1.2

ОЦІНЮВАННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ РИЗИКІВ НА ОСНОВІ ПОКАЗНИКІВ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ МОРСЬКОЇ БІОТИ

Коморін В.М. – к.г.н.

НДУ «Український науковий центр екології моря»

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4847-0496>

vkomorin@gmail.com

У роботі узагальнено теоретико-методичні засади використання структурно-функціональних характеристик біоти для оцінювання екосистемних ризиків морських екосистем. Показано, що біотичні показники є особливо інформативними, оскільки інтегрують реакцію екосистеми на сукупну дію природних і антропогенних чинників через зміни складу й організації угруповань, трофічних зв'язків, потоків речовини та енергії, а також балансу основних функціональних процесів. Обґрунтовано доцільність поєднання морфофункціональних індикаторів, метаболічних показників функціонування екосистеми, індикаторів природної стійкості, антропогенного навантаження та екологічного стану для кількісної інтерпретації екосистемного ризику.

На прикладі Одеської затоки із застосуванням моделі AQUATOX проаналізовано співвідношення між факторами впливу та показниками стану екосистеми, а також особливості динаміки екосистемного ризику у статичному і динамічному фазових просторах. Показано, що за умов зростання антропогенного навантаження та прискорення екосистемних процесів система може переходити від режиму адаптивної перебудови до менш стійкого стану. Ці процеси супроводжуються зростанням варіабельності, порушенням співвідношення продукції, споживання і деструкції органічної речовини, зниженням здатності до саморегуляції та підвищенням імовірності переходу до альтернативного ризикового стану. Такий перехід проявляється у зміні структурної організації біоти та послабленні компенсаторних механізмів.

Запропонований підхід дозволяє поєднати гідробіологічну діагностику, оцінювання стійкості та аналіз ризику із застосуванням методу математичного моделювання. Він може бути використаний для вдосконалення морського екологічного моніторингу, оцінювання екологічного стану та обґрунтування управлінських рішень щодо зменшення екосистемних ризиків.

Ключові слова: морські екосистеми, біота, показники структурно-функціонального стану, екосистемний ризик, стійкість, P/R, NEP, AQUATOX, Чорне море.

Вступ

Оцінювання екосистемних ризиків морських акваторій належить до кола ключових завдань сучасної морської гідробіології, оскільки дає змогу перейти від опису окремих порушень середовища до аналізу ймовірності та масштабу небажаних змін у функціонуванні екосистеми загалом. На відміну від суто абіотичних показників, показники біотичного компонента відображають комплексну дію природних і антропогенних чинників і тому є найбільш інформативним носієм проявів змін у стані екосистеми та його відхиленні від меж стійкості (Holling 1973).

Теоретичним підґрунтям такого підходу є уявлення про морську екосистему як динамічну систему, функціонування якої визначається балансом утворення, трансформації та деструкції органічної речо-

вини. У межах цього підходу стійкість екосистеми пов'язується зі збереженням структурної організації біоти, трофічних зв'язків і збалансованістю процесів автотрофної продукції, гетеротрофного споживання та редуцентної ремінералізації. Відповідно, екосистемний ризик може розглядатися як імовірність і величина відхилення структурно-функціонального стану біоти від меж природної мінливості під дією зовнішніх впливів (Odum 1971; Lindeman 1942; Holling 1973).

У гідробіологічних дослідженнях морських екосистем особливу цінність мають показники, що відображають не лише видовий склад чи біомасу, а й функціональну активність угруповань. Для автотрофної ланки такими показниками є морфофункціональні індикатори, які характеризують інтенсивність первинно-продукційних процесів, екологічну активність

популяцій та рівень організації угруповань. Саме вони забезпечують перехід від опису рослинності або фітопланктону до інтегральної оцінки екологічного статусу екосистеми (Minicheva 2013).

Для Чорного моря постановка питання про екосистемний ризик є особливо актуальною. Морські екосистеми його північно-західної частини функціонують в умовах поєднаної дії річкового стоку, гідрофізичної та гідрохімічної мінливості, евтрофікації, хімічного забруднення, трансформації оселищ і останніми роками наслідків воєнних дій. Найбільший вплив на морську екосистему було завдано в результаті руйнування греблі Каховської ГЕС (Kvach et al. 2025; Tuchkovenko et al. 2024). За таких умов саме структурно-функціональний стан біоти дозволяє виявляти інтегральний ефект багатьох чинників і виступає найбільш придатною основою для оцінювання екосистемних ризиків.

Метою роботи є обґрунтування необхідності використання показників структурно-функціонального стану біоти морських екосистем для оцінювання екосистемних ризиків та демонстрація можливостей їх інтеграції з показниками стійкості динамічних систем і математичним моделюванням на прикладі морської екосистеми Одеської затоки.

Матеріали та методи досліджень

Дослідження базується на екосистемному, ризик-орієнтованому та системно-аналітичному підходах. Морська екосистема розглядається як цілісна динамічна система взаємодії біотичних і абіотичних компонентів, у межах якої природні та антропогенні чинники формують єдиний потік речовини, енергії та інформації, що визначає стан системи і межі її стійкості (Коморін 2023).

Методологічною основою роботи є поєднання: показників структурно-функціонального стану біоти; використання індикаторів стійкості екосистеми, антропогенного навантаження та екологічного статусу; математичного моделювання динаміки стану екосистеми і екосистемного ризику (Komorin 2024).

Як основні гідробіологічні показники розглядаються такі, що відображають функціонування морської екосистеми через взаємодію трьох ключових процесів: автотрофної продукції (P), гетеротрофного споживання та респірації (R), а також редуцентної деструкції й ремінералізації органічної речовини (D). Баланс цих процесів визначає рівень накопичення органічної речовини, інтенсивність трофічних зв'язків, метаболічний режим системи та її здатність підтримувати стійкий екологічний стан (Lindeman 1942; Odum 1971; Duarte 1995).

Для характеристики біотичного компонента використано показники, які відображають не лише кількісні параметри угруповань, а й їх функціональну активність. Особливе значення надано морфофункціональним індикаторам автотрофних угру-

повань, що характеризують екологічну активність популяцій, інтенсивність первинно-продукційного процесу та структурну організацію морської рослинності. Додатково застосовано інтегральні метаболічні показники: чисту продукцію екосистеми (NEP) і співвідношення продукції до сукупної деструкції (P/R), які дозволяють визначити автотрофний, гетеротрофний або квазі-збалансований режим функціонування системи (Minicheva 2013; Duarte 1995).

Для кількісного аналізу впливу факторів на стан екосистеми використано результати моделювання із застосуванням моделі AQUATOX для екосистеми Одеської затоки. У модель включено основні трофічні групи, характерні для північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ): фітопланктон, зоопланктон, бентос і рибу. Оцінювання стану моделі здійснювалося за стандартними статистичними показниками якості відтворення спостережуваних гідрохімічних та біотичних параметрів (Komorin 2021, 2024). Моделювання виконано в діагностичному режимі на основі багаторічних даних моніторингу Українського центру екології моря (УкрНЦЕМ) для Одеської затоки. Використані дані з 2011 р. по 2024 р.

У таблиці 1 наведені основні види організмів, що враховані в моделі AQUATOX для Одеської затоки.

Таблиця 1

Основні види організмів, які враховані в математичній моделі екосистеми ПнЗЧМ

Група біоти	Назва організму, характерного для ПнЗЧМ	Назва організму або його аналог у бібліотеці AQUATOX
Фітопланктон	Діатомові водорості	Diatom
	Зелені водорості	Greens
	Синьо-зелені водорості	Bl-Greens
	Дінофітові водорості	Dinoflagellate
	Золотисті водорості	Chrysophyta
Зоопланктон	Веслоногі рачки	Copepoda
	Гіллястовусі рачки	Cladocera
	Коловертки	Rotifera
	Хижий зоопланктон	Predatory Zooplankton
Бентос	Поліхети	Polychaete
	Амфіподи	Amphipod
	Мідії	Mussel
	Гастроподи	Gastropod
Риби	Хамса	Anchovy (Hamsa)
	Шпрот	Sprats
	Ставрида	Horse-mackerel
	Бичок	Goby

У таблиці 2 за результатами роботи (Komorin 2021) наведені результати оцінювання якості модельних розрахунків.

Таблиця 2

Параметри оцінки якості модельних розрахунків

Показники	σ	S	S/ σ
Нітрати	0,0505	0,0050	0,21
Солоність	2,39	0,5258	0,22
Фосфати	0,0131	0,0004	0,23
Кисень	2,15	0,516	0,24
Амонійний азот	0,0382	0,0092	0,25
Дінофітові	1,6060	0,2409	0,35
Зелені	0,3266	0,1176	0,56
Синьо-зелені	0,6802	0,4081	0,60
Діатомові	0,6877	0,5226	0,70
Сумарний зоопланктон	0,0808	0,0574	0,71

Модельювання екосистеми прибережних вод Чорного моря проведено в діагностичному режимі. При цьому фактори впливу на стан екосистеми визначалися упродовж періоду 2011–2021 рр. щонеділі УкрНЦЕМ в Одеській затоці (мис Малий Фонтан).

Для кількісної оцінки впливу природних та антропогенних факторів на стан екосистем морського шельфу використано показник екосистемного ризику, який може бути вираженим функцією взаємозв'язку факторів впливу з параметрами стану екосистеми у евклідовому просторі (Komorin 2021):

$$R = \sqrt{F^2 + E^2} \quad (1)$$

де F – інтегральний фактор впливу;

E – інтегральний показник стану екосистеми.

Інтегральний фактор впливу в загальному виді визначається:

$$F = \frac{\sum_i^N f_i}{N} \quad (2)$$

де f_i – показник i -го фактора впливу, що є нормованою величиною відхилення фактора від норми на максимальну амплітуду коливань;

N – кількість факторів впливу.

За аналогічною формулою розраховується інтегральний показник стану.

Як фактори впливу розглянуто:

– природні: температура та солоність морської води;

– антропогенні: біогенні речовини, рН.

Для аналізу стану екосистеми загалом використано співвідношення показників процесів про-

дукції та деструкції живої речовини в морі (P/R) (Duarte 1995; Komorin 2024).

Динаміку ризику аналізували як у статичному фазовому просторі E–F, так і в динамічному фазовому просторі R–dR/dt. Для оцінювання стійкості інтерпретували характер траєкторій системи і знак показника Ляпунова: $\lambda < 0$ відповідає стійкому режиму, $\lambda \approx 0$ – перехідному, $\lambda > 0$ – нестійкому режиму з підвищеним ризиком переходу до альтернативного стану (Holling 1973; Scheffer et al. 2001; Komorin 2021).

Результати та обговорення

Біота морських екосистем виступає інтегральним носієм інформації про стан морського середовища, оскільки саме через її структурно-функціональні показники реалізується реакція системи на дію природних і антропогенних чинників. Зміни видового складу, біомаси, просторової організації та функціональної активності угруповань відображають не ізольовані локальні процеси, а сумарний ефект гідрологічних, гідрохімічних, кліматичних та антропогенних впливів. У цьому сенсі структурно-функціональна організація біоти є найбільш інформативним рівнем інтеграції екологічної інформації, придатним для інтерпретації стану екосистеми та виявлення її відхилення від умов стійкого функціонування (Odum 1971).

Результати узагальнення свідчать, що структурні показники біоти не можуть розглядатися окремо від функціональних процесів. Саме зв'язок між організацією угруповань і інтенсивністю основних екосистемних процесів визначає аналітичну цінність гідробіологічних показників у системі оцінювання ризику. У термінах екосистемного підходу показники стану мають відображати інтенсивність базових функцій екосистеми – автотрофної продукції, гетеротрофного споживання та редуцентної ремінералізації – і ступінь їхньої збалансованості у часі та просторі. Інтегральним критерієм виступає баланс утворення, трансформації та деструкції органічної речовини за умов дії сумарних потоків речовини й енергії природного та антропогенного походження (Lindeman 1942; Odum 1971; Duarte 1995).

Продуктивність як функціональний показник є мірою інтенсивності формування органічної речовини та енергетичної основи трофічних зв'язків. Її зміна не є монотонною і визначається балансом процесів продукції, споживання та деструкції. У перехідній зоні можливе зростання продуктивності внаслідок евтрофікації, однак подальше порушення структурно-функціональної організації біоти призводить до її дестабілізації, зниження ефективності використання енергії та зростання екосистемного ризику.

Для стратифікації акваторій та інтерпретації просторової варіабельності доцільно використовувати

систему взаємодоповнювальних індикаторів: показники природної стійкості, індикатори антропогенного форсингу та індикатори екологічного статусу класу. Особливе місце в цій системі посідають морфофункціональні індикатори автотрофних угруповань, оскільки саме вони забезпечують перехід від опису стану рослинності до визначення екологічного статусу екосистеми загалом. Поєднання цих індикаторів із метаболічними показниками P/R і NEP створює основу для комплексної діагностики стану екосистеми, оцінювання ступеня стійкості та ризику подальших небажаних змін (Minicheva 2013).

На прикладі Одеської затоки показано, що у фазовому просторі залежності стану екосистеми від суми факторів впливу критичним зонам ризику відповідають насамперед весняний і ранньоосінній періоди. Порівняння багаторічного довоєнного періоду із 2023 роком засвідчує зміщення значної частини розрахункових точок у бік більш депресивного стану системи та збільшення частки значень, що наближаються до межі критичного ризику або перетинають її. Це свідчить про посилення сукупної дії факторів впливу та зниження здатності екосистеми підтримувати стабільний функціональний режим. Сезонна динаміка середніх значень еко-

системного ризику та амплітуди коливань за період 2011–2021 рр. та у 2023 р. представлена на рисунку 1. Розподіл розрахункових величин екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від суми факторів впливу подано на рисунку 2.

Аналіз динаміки ризику у фазовому просторі $R-dR/dt$ показує, що за умов відносно низької швидкості процесів система після зовнішнього впливу прагне повернутися до початкового стану, тобто демонструє ознаки стійкого режиму. Для 2023 року характерні значно більші амплітуди коливань і складніші траєкторії, що свідчить про зменшення стійкості та посилення нестабільності, хоча система ще зберігає здатність до повернення у квазі-рівноважний стан. Отже, зміна біотичної структури екосистеми та інтенсивності зміни біомаси у відповідь на зміну умов середовища може розглядатися як прояв адаптивної перебудови, спрямованої на збереження функціонального балансу в нових умовах. Однак зі зростанням швидкості процесів і навантаження така перебудова стає менш ефективною, що супроводжується зростанням варіабельності, порушенням потоків речовини та енергії та підвищенням ймовірності переходу до альтернативного ризикового стану (Holling 1973; Scheffer et al. 2001; Komorin 2024).

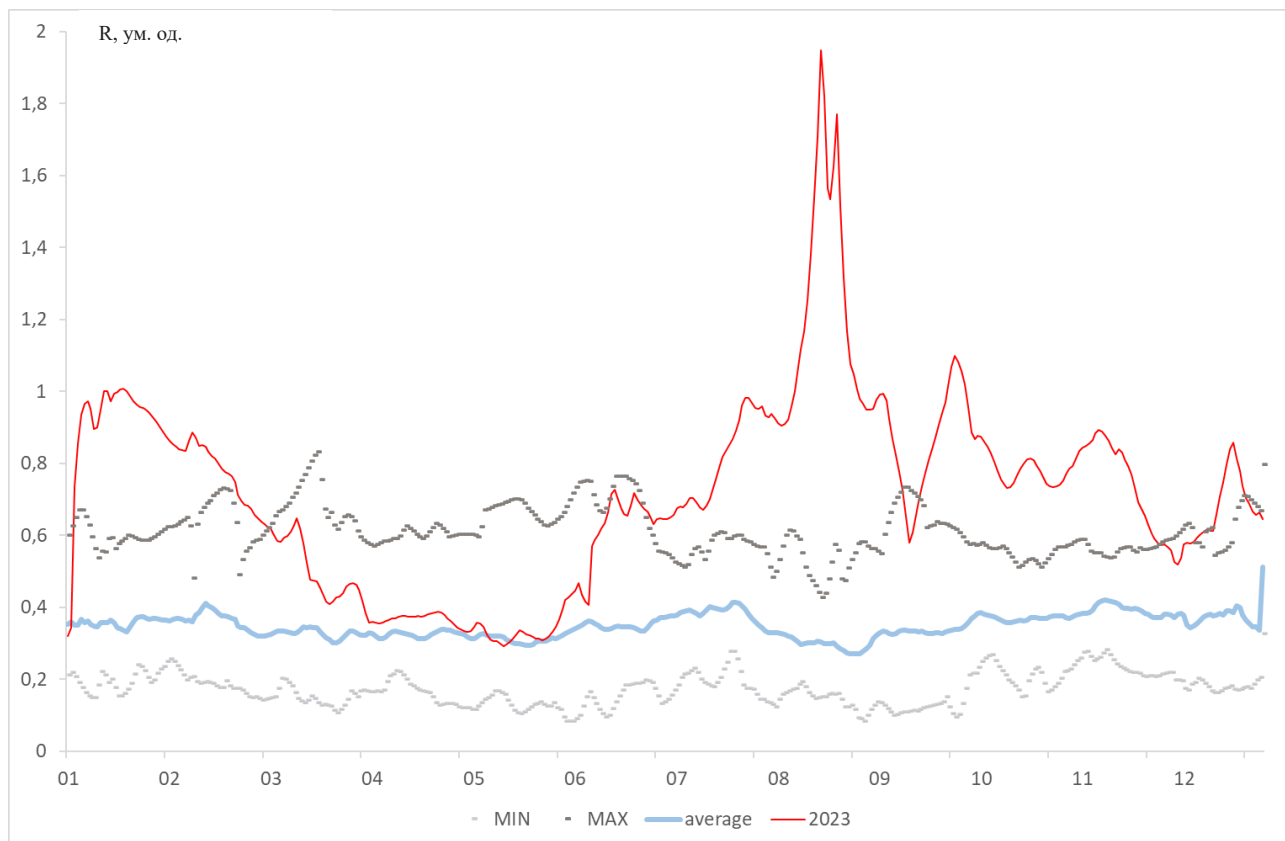


Рис. 1. Сезонна динаміка середніх значень екосистемного ризику та амплітуди коливань за період 2011–2021 рр. та у 2023 р.

Схематичне відображення адаптації морської екосистеми до зміни швидкості процесів та пов'язаної з цим перебудови структури, функції й потоків речовини та енергії наведено на рисунку 3.

Узагальнення отриманих результатів дозволяє виділити три режими адаптації екосистеми до зміни швидкості процесів у результаті комплексного впливу. У стійкому режимі ($\lambda < 0$) структура екосис-

теми залишається складною й різноманітною, трофічні мережі збалансовані, $P/R > 1$, $NEP > 0$, мінливість низька, а потоки речовини та енергії є відносно замкнутими й ефективними. У перехідному режимі ($\lambda \approx 0$) відбувається перебудова структури, зростає роль окремих форм, варіабельність різко збільшується, NEP наближається до нуля, а потоки речовини та енергії стають менш узгодженими. У нестійкому

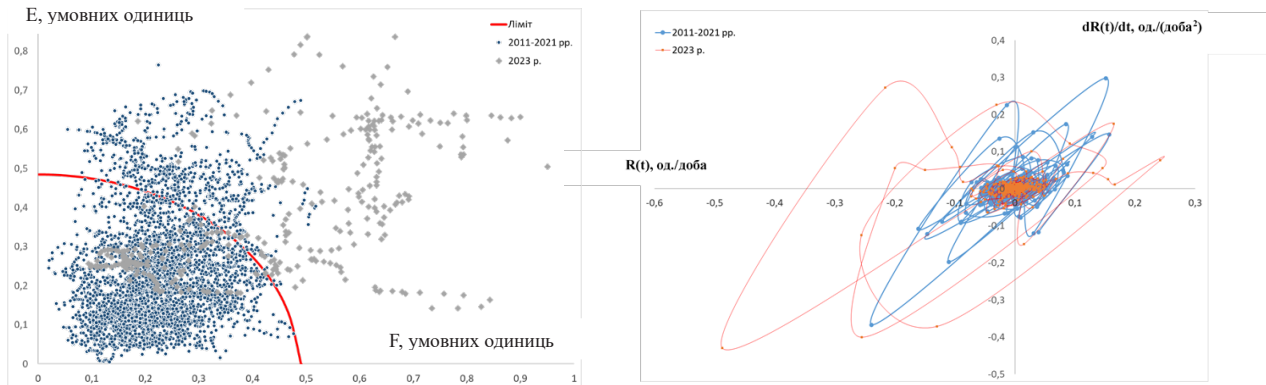


Рис. 2. Розрахункові величини екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від суми факторів впливу за даними УкрНЦЕМ 2011–2023 рр.

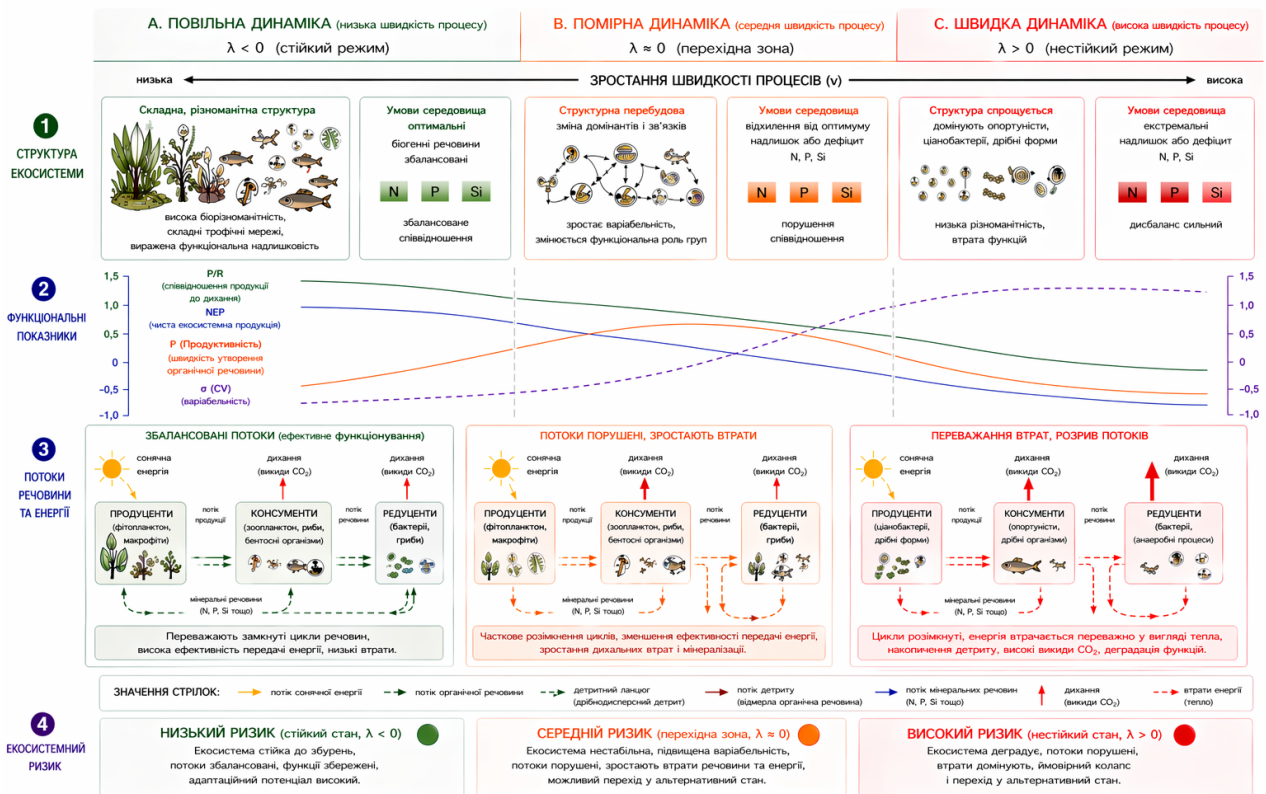


Рис. 3. Адаптація морської екосистеми до зміни швидкості процесів: структурна перебудова, зміна функціональних показників і трансформація потоків речовини та енергії

режимі ($\lambda > 0$) спостерігаються спрощення структури, переважання втрат, розрив потоків, нагромадження детриту, посилення дихальних втрат та ризик переходу до альтернативного деградованого стану.

Узагальнення підходу до інтерпретації ризику у статичному та динамічному фазових просторах наведено на рисунку 4. У фазовому просторі E – F показано співвідношення між інтегральним станом екосистеми та сумарним рівнем факторів впливу, тоді як фазовий простір R – dR/dt характеризує динаміку самого ризику, тобто зміну його величини у часі. Поєднання цих двох підходів дозволяє розглядати екосистемний ризик не лише як статичну оцінку поточного стану, а як процес, що пов'язаний зі швидкістю змін у системі, напрямом її траєкторії та здатністю повертатися до області стійкого функціонування.

На схемі представлено три типові режими динаміки екосистеми. За умов повільної динаміки процесів траєкторія системи залишається в межах стійкого стану. Такий стан екосистеми відповідає режиму, за якого збурення поступово згасають, а екосистема зберігає структурну складність, збалансованість трофічних зв'язків, узгодженість потоків речовини та енергії і функціональну цілісність. За помірної

динаміки система може тимчасово виходити за межі області стійкості, однак зберігає здатність повертатися до її границі.

Такий режим інтерпретується як перехідний: зростає варіабельність показників, посилюється перебудова біотичної структури, а баланс між продукцією, споживанням і деструкцією наближається до критичного рівня. За швидкої динаміки процесів траєкторія віддаляється від області стійкого стану та спрямовується до альтернативного ризикового стану, що свідчить про зниження компенсаторних можливостей екосистеми, порушення функціональних зв'язків і підвищення ймовірності деградаційних змін.

У теоретичному сенсі рисунок 4 поєднує уявлення про екосистемний ризик, стійкість динамічних систем і показник Ляпунова. Від'ємні значення цього показника відповідають згасанню збурень і стійкому режиму, значення, близькі до нуля, – перехідному стану з підвищеною чутливістю до додаткових впливів, а додатні значення – наростанню збурень і втраті стійкості. Таким чином, рисунок демонструє процес переходу морської екосистеми від адаптивної перебудови до потенційно нестійкого режиму та слугує концептуальною основою для

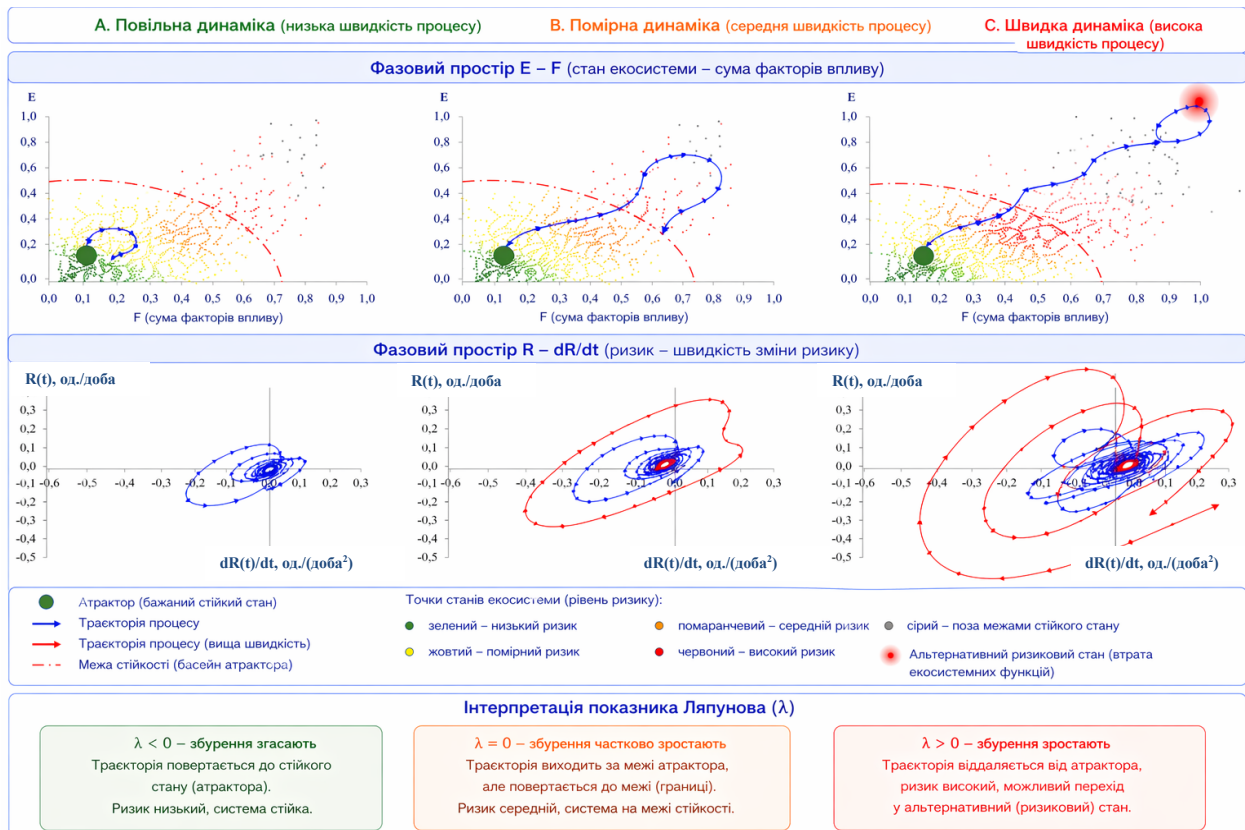


Рис. 4. Узагальнення оцінювання екосистемного ризику у фазових просторах за різної швидкості процесів

інтерпретації результатів оцінювання екосистемного ризику.

Висновки

1. Структурно-функціональний стан біоти морських екосистем є ключовою гідробіологічною основою оцінювання екосистемних ризиків, оскільки вони відображають інтегральну реакцію системи на сукупну дію природних і антропогенних чинників.

2. Функціональний стан морської екосистеми визначається співвідношенням автотрофної продукції, гетеротрофного споживання та редуцентної деструкції органічної речовини. Порушення балансу між цими процесами є однією з головних передумов формування екосистемних ризиків.

3. Поєднання морфологічних індикаторів автотрофних угруповань з метаболічними показниками P/R і NEP, а також з інтегральними

індикаторами природної стійкості, антропогенного навантаження та екологічного статусу забезпечує комплексний підхід до діагностики стану морських екосистем.

4. Моделювання та аналіз стану екосистеми Одеської затоки у фазових просторах показали, що за сучасних умов система характеризується більшою амплітудою коливань, меншою стійкістю та підвищеним ризиком переходу до депресивного стану порівняно з довоєнним періодом.

5. Запропонований підхід може бути використаний як науково обґрунтована основа для вдосконалення системи морського екологічного моніторингу, оцінювання екологічного стану та підтримки управлінських рішень, спрямованих на зниження екосистемних ризиків і досягнення доброго екологічного стану морського середовища.

Список використаних джерел

1. Коморін В.М. Теоретико-методологічні аспекти управління екосистемними ризиками моря. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*. 2023. Вип. 31. С. 33–54. DOI: 10.31481/uhmj.31.2023.03.

2. Duarte C.M. Reconsidering ocean metabolism: new perspectives on the role of heterotrophy in the marine carbon cycle. *Progress in Oceanography*. 1995. Vol. 34. P. 1–17.

3. Holling C.S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1973. Vol. 4. P. 1–23.

4. Komorin V.M. Assessment of the Black Sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method. *Geographia Technica*. 2021. Vol. 16. Is. 2. P. 19–28. DOI: 10.21163/GT_2021.162.02.

5. Komorin V.M. Mathematical model for managing marine ecosystem risks. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*. 2024. No. 33. P. 49–65. DOI: 10.31481/uhmj.33.2024.04.

6. Kvach Yu., Stepien C., Minicheva G., Tkachenko P. Biodiversity effects of the Russia-Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: ecological

consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecological Processes*. 2025. Vol. 14. Is. 1. 22. <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00577-1>

7. Lindeman R.L. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*. 1942. Vol. 23. No. 4. P. 399–417.

8. Minicheva G.G. Use of the macrophytes morphofunctional parameters to assess ecological status class in accordance with the EU WFD. *Морской экологический журнал*. 2013. Т. XII. №. 3. С. 5–21.

9. Odum E.P. *Fundamentals of Ecology*. 3rd ed. Philadelphia : W.B. Saunders, 1971. 574 p.

10. Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 2001. Vol. 413. P. 591–596.

11. Tuchkovenko Yu.S., Kushnir D.V., Torgonskyi A.V., Komorin V.M. The impact of the destruction of the Kakhovka reservoir dam on the oceanographic conditions in the north-western part of the Black Sea according to the results of modelling. *Ukrainian hydrometeorological journal*. 2024. Vyp. 33. P. 66–80. DOI: <https://doi.org/10.31481/uhmj.33.2024.05>.

References

1. Komorin, V.M. (2023). Teoretyko-metodolohichni aspekty upravlinnia ekosystemnymy ryzykamy moria [Theoretical and methodological aspects of marine ecosystem risk management]. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 31, 33–54 [in Ukrainian].

2. Duarte, C.M. (1995). Reconsidering ocean metabolism: New perspectives on the role of heterotrophy in the marine carbon cycle. *Progress in Oceanography*, 34, 1–17.

3. Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.

4. Komorin, V.M. (2021). Assessment of the Black Sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method. *Geographia Technica*, 16(2), 19–28.

5. Komorin, V.M. (2024). Mathematical model for managing marine ecosystem risks. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 33, 49–65.

6. Kvach, Yu., Stepien, C., Minicheva, G., & Tkachenko, P. (2025). Biodiversity effects of the Russia-Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: Ecological consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecological Processes*, 14(1), 22 [article number].

7. Lindeman, R.L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23(4), 399–417.
8. Minicheva, G.G. (2013). Use of the macrophytes morphofunctional parameters to assess ecological status class in accordance with the EU WFD. *Morskoi ekologicheskii zhurnal – Marine Ecological Journal*, 12(3), 5–21 [in Russian].
9. Odum, E.P. (1971). *Fundamentals of ecology* (3rd ed.). Philadelphia: W.B. Saunders.
10. Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591–596.
11. Tuchkovenko, Yu.S., Kushnir, D.V., Torgonskyi, A.V., & Komorin, V.M. (2024). The impact of the destruction of the Kakhovka reservoir dam on the oceanographic conditions in the north-western part of the Black Sea according to the results of modelling. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 33, 66–80.

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF BIOTA IN MARINE ECOSYSTEMS AS A BASIS FOR ECOSYSTEM RISK ASSESSMENT

Komorin V.M., Ph.D.

Ukrainian Scientific Center for Ecology of the Sea
vkomorin@gmail.com

The paper summarizes the theoretical and methodological foundations for using structural and functional characteristics of biota to assess ecosystem risks in marine ecosystems. It is shown that biotic indicators are particularly informative, as they integrate the ecosystem response to the combined effects of natural and anthropogenic factors through changes in community composition and organization, trophic interactions, matter and energy flows, as well as the balance of key functional processes. The feasibility of combining morphofunctional indicators, metabolic indicators of ecosystem functioning, indicators of natural resilience, anthropogenic pressure, and ecological state for the quantitative interpretation of ecosystem risk is substantiated.

Using the Odesa Bay as a case study and applying the AQUATOX model, the relationship between impact factors and ecosystem state indicators was analyzed, along with the features of ecosystem risk dynamics in static and dynamic phase spaces. It is shown that under conditions of increasing anthropogenic pressure and acceleration of ecosystem processes, the system may shift from a regime of adaptive reorganization to a less stable state. These processes are accompanied by increased variability, disruption of the balance between production, consumption, and decomposition of organic matter, reduced self-regulation capacity, and a higher probability of transition to an alternative risk state. Such a transition is manifested in changes in the structural organization of biota and a weakening of compensatory mechanisms.

The proposed approach makes it possible to combine hydrobiological diagnostics, stability assessment, and risk analysis using mathematical modelling methods. It can be applied to improve marine environmental monitoring, assess ecological status, and support management decisions aimed at reducing ecosystem risks.

Key words: marine ecosystems, biota, structural and functional characteristics, ecosystem risk, resilience, morphofunctional indicators, P/R, NEP, AQUATOX, Black Sea.

Дата першого надходження статті до видання: 20.03.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 21.04.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 25.05.2026



Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)