

УДК 504.064.2

КП 87.19.03

№ держреєстрації 0119U103483

Інв.№

**МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ**

НДУ «Український науковий центр екології моря»
(УкрНЦЕМ)

65009, м.Одеса, вул. Французький бульвар, 89;
тел.(0482) 431262, факс (0572) 431263, e-mail: assem@te.net.ua

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор УкрНЦЕМ

канд. геогр. наук,

старш. наук. співроб.

В.М. Коморін В.М. Коморін

«03» лютого 2022 року

ЗВІТ

ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Оцінка та діагноз екологічного стану довкілля Чорного моря в межах
виключної морської економічної зони України 2021 р.

**КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ
ФАКТОРІВ НА СТАН МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА**

Том 6

Науковий керівник НДР
Директор УкрНЦЕМ,
к.геогр.н., старш. наук. співроб.

В.М. Коморін

В.М. Коморін

2021

Рукопис закінчено 28 грудня 2021 р.

Результати цієї роботи розглянуто Вченою Радою УкрНЦЕМ, протокол
від 03 лютого 2022 р. № 1

СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник:
Директор УкрНЦЕМ,
к.геогр.н., старш. наук. співроб.


28.12.2021

В.М. Коморін
(Вступ, Розділи 2, 3,
Висновки)

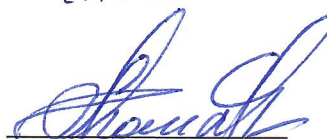
Виконавці:

Начальник відділу фізичної
океанографії та математичного
моделювання (ВФО та ММ)


28.12.2021

Ю.М. Диханов
(підрозділ 1.1)

Наук. співроб.,
завідуючий сектору
інформаційної підтримки та
зв'язку з громадськістю МІАЦ


28.12.2021

Л. Г. Комарова
(науково-технічна
редакція звіту,
підрозділ 1.2)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 53 с., 5 табл., 18 рис., 31 джерел.

ЧОРНЕ МОРЕ, АНТРОПОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ, МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ, ЗАБРУДНЕННЯ ВОД, СТАН ІМПЛЕМЕНТАЦІЇ, ДИРЕКТИВА ЄС ПРО МОРСЬКУ СТРАТЕГІЮ.

Об'єкт дослідження – екосистема прибережних вод Чорного моря та фактори впливу. Предмет дослідження – показники стану морської екосистеми та показники факторів впливу.

Мета НДР – комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря відповідно до вимог європейського законодавства рекомендацій в межах розробки Морської стратегії України щодо.

Методи дослідження – порівняльний аналіз та метод математичного моделювання динаміки стану морської екосистеми.

Результати дослідження

Для досягнення мети вирішені наступні завдання:

- аналіз впливу природних та антропогенних факторів на стан морського середовища як складової екологічної соціально-економічної системи;
- визначена математична модель для комплексної оцінки впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2011 по 2021 рр.;
- комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2011 по 2021 рр. на базі математичного моделювання.

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

АЧБ	- Азово-Чорноморський басейн
БСК	- біологічне споживання кисню
ДЕС	- добрий екологічний стан
ЄС	- Європейський Союз
ЗР	- забруднюючі речовини
МЕМ	- морський екологічний моніторинг
НДР	- науково-дослідна робота
ПЗЧМ	- північно-західна частина Чорного моря
ЧМ	- Чорне море
MSFD	- Рамкова Директива з Морської стратегії ЄС (EU Marine Strategy Framework Directive)
WFD	- Водна рамкова директива (EU Water Framework Directive)

ЗМІСТ

ВСТУП	6
1 Фактори впливу на стан екосистем морського шельфу	12
1.1 Природні фактори впливу	12
1.2 Антропогенні фактори впливу	15
1.3 Моніторинг факторів впливу	20
2 Математична модель екосистеми Чорного моря	24
3 Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2011 по 2021 рр.	36
3.1 Постановка математичного експерименту	36
3.2 Аналіз результатів математичного експерименту	43
Висновки	48
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	51

ВСТУП

Чорне море є унікальною водоймою, вісімдесят сім відсотків об'єму якої займає сірководень. Придатним для життя кисневих організмів залишається верхній шар води, товщина якого впродовж останніх десятиліть зменшується і в центральних районах моря може становити близько 60 м [1]. Будь-який досить потужний зовнішній вплив, чи то антропогенного, чи то природного походження може вплинути на стійкість морської екосистеми. Антропогенні проблеми Чорного моря формуються і найбільш гостро проявляються, в прибережній і шельфовій зоні морів, де сконцентрована господарська діяльність і зосереджені основні морські джерела забруднення.

Найбільш значний вплив господарської діяльності людини на морські екосистеми здійснюють: зарегулювання стоку річок, діяльність портів включаючи роботи з днопоглиблення в акваторіях портів і підхідних каналів, дампінг ґрунтів, розвідка і видобування вуглеводневих ресурсів, екологічно необґрунтована інтенсифікація ресурсно-експлуатаційних галузей у морських і прибережних акваторіях, у тому числі вилов риби та інших морепродуктів, некерована індустріалізація, хімізація, урбанізація узбережжя. Така діяльність призвела до неприпустимого зростання забруднення морського середовища побутовими, промисловими, сільськогосподарськими та іншими відходами, які містять небезпечні і шкідливі речовини та патогенні мікроорганізми.

Північно-західний шельф Чорного моря є найбільш екологічно уразливою ділянкою Чорного моря [1, 2]. Про це говорять данні оцінки стану екосистем Чорного моря по 8 Дескрипторах MSFD (Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive), що представлені у звітах Проекту EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – Phase II (EMBLAS-II) ENPI/2013/313-169 [1-3].

Найбільшими проблемами Чорного моря є: евтрофікація, зменшення біорізноманіття, токсичне забруднення та ін. [4]. В цій роботі розглядається вплив евтрофікації, посилений кліматичними змінами, на стійкість екосистеми шельфу моря в контексті концепції екологічних економо-соціальних систем. Ця концепція поєднує систему людина-природа, і окремі її складові через екосистемні послуги і через фактори впливу, що виникають внаслідок як безпосереднього використання послуг, так і внаслідок опосередкованого впливу через діяльність людини в цілому [5]. Екосистемні функції визначаються як потенціал для надання екосистемних послуг [6]. Екосистемні послуги, у свою чергу, походять від функцій екосистем і представляють потоки послуг, на які існує попит. Для цілей цієї концепції, екосистемні послуги також охоплюють товари, отримані від цих екосистем [7]. Питання екосистемних послуг моря та прибережних зон розглядаються в межах завдань із збереження біорізноманіття, використання водних ресурсів, збереження та відновлення морських екосистем, регулювання клімату, ведення сільського господарства [8].

Здатність забезпечувати екосистемні послуги на постійній основі залежить від стійкості системи та її вразливості до впливів, які можливо проаналізувати за допомогою методів математичного моделювання екосистемного ризику в межах теорії динамічних систем.

Історія використання екологічних моделей сягає основної роботи Роберта Мея [9]. Історично склалося так, що використання математичних моделей в екології базувалося застосуванні на інструментів, які вимагають менше даних і простіші для використання при прийнятті управлінських рішень. Сучасні методи дозволяють використовувати моделі, які описують складові екосистеми більш детально [10].

Об'єктивне науково-обґрунтоване прогнозування екологічних наслідків впливу на морське середовище функціонуючих та запланованих господарських об'єктів, оцінка ефективності різних управлінських рішень у сфері раціонального використання, охорони і відновлення ресурсів шельфової

зони моря неможливі без використання математичних моделей формування якості вод морських екосистем [11]. Створення і верифікація таких моделей, для застосування їх як інструмента екологічного прогнозу в ході сценарного моделювання природних процесів, є одним з головних завдань екологічного моніторингу прибережних морських акваторій. Приклади застосування математичних моделей для вирішення діагностичних та прогностичних завдань стану морської екосистеми та її складових для шельфових районів Чорного моря можливо знайти в [12 – 15, 16]. Однією з моделей, які дозволяють аналізувати зміни в водних екосистемах під впливом антропогенних факторів є AQUATOX [17]. Дана модель вже успішно використовувалась для оцінки впливу людини на Чорне море, наприклад, в роботі [18, 19].

У визначенні «стійкість» виділяють кілька груп вимог до біологічних систем [20, 21]. Перше: незмінність в часі цілого географічного регіону або ландшафту. Регіон може включати в себе велику кількість різних біогеоценозів, а загальна екосистема регіону – складатися з різних екосистем, слабо пов'язаних один з одним. Основними процесами, що визначають динаміку регіону, будуть не зміни чисельності населяють його окремих видів, а глобальні біогеохімічні цикли.

Друга група вимог – збереження числа видів у даному біологічному співтоваристві. Біологічне співтовариство можна розглядати як більш високий, ніж популяційний, рівень організації живої речовини і визначити як деяку сукупність популяцій, що населяють певну територію і утворюють певну структуру харчових (трофічних) зв'язків і метаболізму. Концепція біологічного співтовариства відображає, що популяції живих організмів не розкидані випадковим чином по Землі як незалежні групи, а утворюють організовані системи. Спільнота вважається стійким, якщо число складових його видів не змінюється протягом тривалого часу. Саме це екологічне визначення найближче до різних визначень стійкості.

Третя група вимог відноситься до окремих популяцій, ніж до спільнот. Вважається, що співтовариство стійко або стабільно, якщо чисельності складових його популяцій не відчують різких коливань. У термодинаміки система вважається стабільною, якщо малі ймовірності великих флуктуацій, які можуть відвести її далеко від рівноважного стану і навіть зруйнувати.

З іншого боку, існує розвинена математична теорія стійкості, в якій визначення стійкості дається вичерпно [22]. Але ця теорія працює не з самими реальними об'єктами, а з їх математичними моделями. Тому, якщо ми маємо достатньо «хорошу» (у сенсі адекватності та повноти опису) математичну модель біологічного співтовариства або екосистеми (наприклад, в термінах диференціальних або різницевих рівнянь), то на питання про стійкість реального співтовариства можна відповісти, досліджуючи нашу модель звичайними методами теорії стійкості. У математичної теорії існує кілька понять стійкості руху: стійкість за Ляпуновим, асимптотична стійкість, орбітальна стійкість, стійкість по Пуассону, стійкість по Лагранжу.

Одне з основних – стійкість за Ляпуновим. Для сталого по Ляпунову руху мале початкове зрушення наростає. Якщо мале початкове зрушення не тільки не наростає, а з часом прагне до нуля, то рух має більш сильним властивістю асимптотичної стійкості.

У понятті орбітальної стійкості розглядається не відстань між точками вихідної і обуреної траєкторій в один і той же момент часу, а мінімальна відстань від зображає точки обуреної траєкторії до орбіти, відповідної вихідного руху. Орбітально стійкий рух може не бути стійким за Ляпуновим.

Можливі нестационарні стани системи, тобто такі, в яких не встигає встановитися рівноважний стан. Наростання нелінійності в системі за межі деякого критичного значення знову приводить систему до біфуркації: на зміну макроскопічної узгодженості приходить неузгодженість випадкових флуктуацій, що призводить до неоднозначних результатів: мала зміна початкової умови з часом призводить до як завгодно великим змінам динаміки системи. У цій ситуації система характеризується нестійкістю по відношенню

до власних початковим параметрам (нестійкість за Ляпуновим) і експоненційної тенденцією до дивергенції. Такій поведінці систем був привласнений термін динамічний.

Однозначними характеристиками хаотичності сигналу є спектр показників Ляпунова. Позитивний максимальний показник Ляпунова є показником хаотичної динаміки, нульовий максимальний показник Ляпунова позначає граничний цикл або квазіперіодичних орбіту і негативний максимальний показник Ляпунова являє собою нерухому точку. Система розмірності n має n показників Ляпунова: $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$, упорядкованих за зменшенням. Динамічні системи, для яких n -мірний фазовий об'єм зменшується, називаються дисипативними. Якщо фазовий об'єм зберігається, то такі системи носять назву консервативних. У консервативних систем завжди існує хоча б один закон збереження. Наявність закону збереження часто спричиняє існування відповідного йому нульового показника Ляпунова. Для дисипативних динамічних систем сума показників Ляпунова завжди негативна. У дисипативних систем показники Ляпунова інваріантні щодо всіх початкових умов.

Аттрактор є найважливішим поняттям, що фіксує специфіку дисипативних структур. Фактично аттрактор може бути розглянутий як фактора порядку (параметра порядку для системи, що знаходиться в процесі самоорганізації) [23].

За показниками Ляпунова можна багато чого сказати про динамічній системі, про що спостерігається режимі, про розмірності аттрактора, якщо такий є, і про ентропію динамічної системи. Динамічному хаосу відповідає нестійкість кожної окремої траєкторії, тобто наявність хоча б одного позитивного показника Ляпунова. Тяжіння до аттрактору вимагає, щоб фазові обсяги великих розмірностей стискалися, що й відображено в ляпуновском спектрі. Знання показників Ляпунова дозволяє оцінити і фрактальну розмірність аттрактора.

Метою НДР є комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря відповідно до вимог європейського законодавства в межах реалізації Морської стратегії України.

Для досягнення мети вирішені наступні завдання:

- аналіз існуючих природних та антропогенних факторів, які впливають на стан морського середовища;
- комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2011 по 2021 рр. на базі методів математичного моделювання.

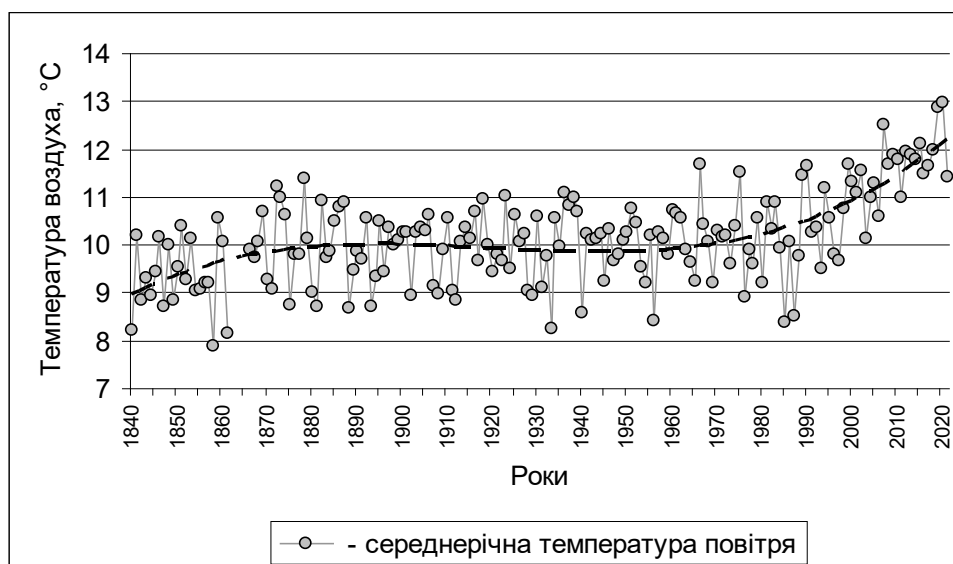
Об'єктами дослідження є екосистема прибережних вод Чорного моря та фактори впливу. Предметом дослідження показники стану морської екосистеми та показники факторів впливу. Методами дослідження є порівняльний аналіз та метод математичного моделювання динаміки стану морської екосистеми.

1 ФАКТОРИ ВПЛИВУ НА СТАН ЕКОСИСТЕМ МОРСЬКОГО ШЕЛЬФУ

1.1 Природні фактори впливу

На стан екосистем морів впливають в перш за все природні явища, які обумовлюють формування режиму температури повітря, вітру, атмосферних опадів, стоку річок і відповідно режиму температури, солоності вод і течій.

2021 р., з його середньорічною температурою близько 11,4°C, зайняв у списку найтепліших років після рекордних за температурою повітря 2019, а слідом за ним 2020 р., із середньорічними значеннями 12,9 і 13,0°C, відповідно (рис. 1.1). За даними ГМС «Одеса-Порт» була відмічена мінімальна температура повітря -13,7 °C (19.01.21 р.), а максимальна 32,8 °C (16.07.2021р.)

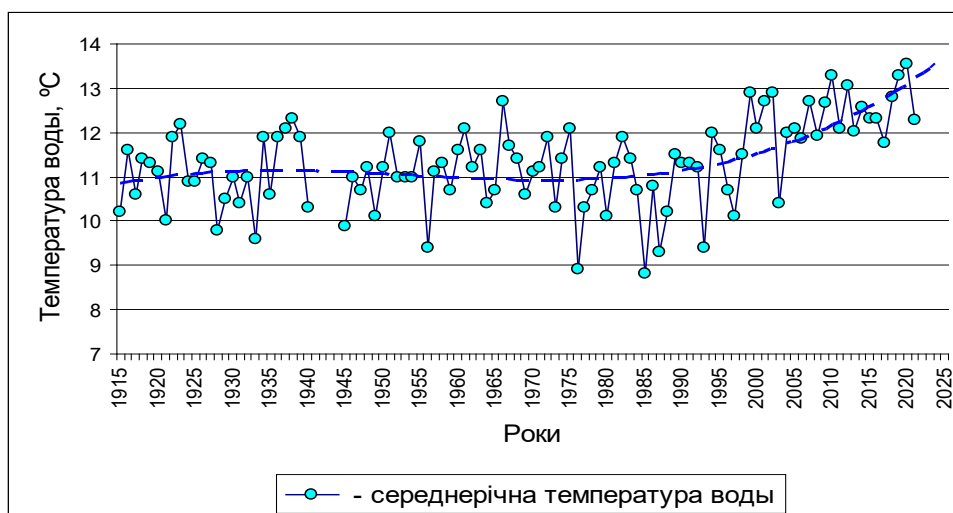


Примітка:—пунктирна лінія характеризує апроксимацію мінливості температури поліномом третього ступеня.

Рисунок 1.1 – Середньорічні температури повітря в Одесі з 1840 року по 2021 р.

Результати аналізу вказують, що основна тенденція зростання середньої річної температури повітря в останні три роки зберігається.

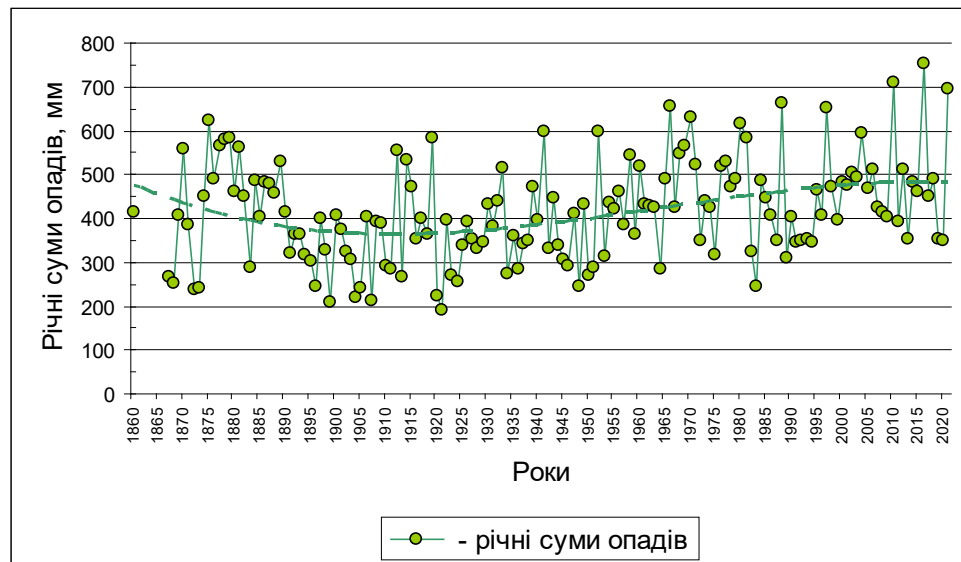
Основна тенденція зростання середньої річної температури води, як і температури повітря, також зберігається (рис. 1.2).



Примітка : – пунктирна лінія відповідає апроксимації середньої річної температури води поліномом третього ступеня.

Рисунок 1.2 – Середньорічні температури морської води з 1915 р. по 2021 р. за даними ГМС «Одеса-Порт».

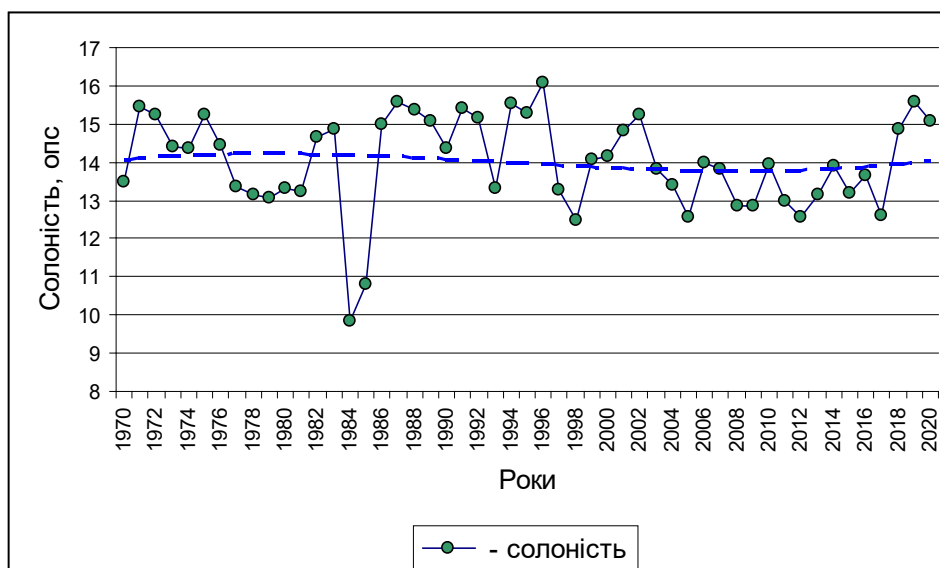
За даними спостережень з 1867 р. тривалий мінімум річних сум атмосферних опадів в Одесі припадав на 1890-1930 рр. (рис. 1.3). На теперішній час кліматична сума річних опадів зростала майже на 30% відносно періоду 1890-1930 рр. Середня сума річних атмосферних опадів у 2011-2021 рр. дорівнювала 453 мм.



Примітка: – пунктирна лінія характеризує апроксимацію мінливості суми атмосферних опадів поліномом третього ступеня

Рисунок 1.3 –Річні суми атмосферних опадів в Одесі з 1860 року.

Коливання солоності прибережних вод акваторії порту «Одеса» за останні десятиліття не виявляють чітко вираженої тенденції змін (рис.1.4). Середні річні значення солоності води змінюються в діапазоні від 10 до 16 опс в середньому за багаторічний період складають біля 14 опс. Середнярічна солоність води в 2021 р. дорівнює 15,03. Так середня річна солоність у 2020 р. була значно вище, також відзначаються значні аномальні значення.



Примітка: – пунктирна лінія визначає апроксимацію мінливості середніх річних значень солоності води поліномом третього ступеня.

Рисунок 1.4 – Середні річні значення солоності прибережних вод Одеси з 1971 року за даними ГМС «Одеса-Порт».

1.2 Антропогенні фактори впливу

На морське середовище значно впливають скиди стічних вод з наземних джерел (населені пункти, промислові об'єкти, порти і портові споруди), що безпосередньо надходять у Чорне і Азовське моря. На Чорноморсько-Азовському узбережжі розміщено більше 20 адміністративних районів Одеської, Миколаївської, Херсонської, Запорізької, Донецької областей та Автономної Республіки Крим, до яких належать десятки міст і великих промислових комплексів.

Господарсько-побутові стічні води за складом дуже різноманітні: крім органічних речовин вони містять багато інших сполук, значне місце серед яких займають детергенти, що присутні в мивних засобах. Такі стоки вносять в морське середовище в розчиненому і завислому стані речовини, концентрації

яких не властиві природним водам, особливо органічні і мінеральні (біогенні) сполуки. Це – концентровані стоки, не розбавлені річковими водами, більша частина яких безпосередньо випускається в море без будь-якого очищення або після часткового механічного очищення, до того ж у вузьку прибережну зону шириною від 500 м до 1000 м від берега, що призводить до її забруднення.

Карта «Антропогенне навантаження у прибережній зоні Чорного моря», що представлена на рисунку 1.5, містить інформацію щодо показників антропогенного навантаження від прибережних областей [24]. До цих показників віднесено данні щодо скидання забруднюючих речовин із зворотними водами (тис. т.), викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел (тис. т.), чисельність населення (тис. осіб), площа сільгоспугідь (у % від загальної площі області), чисельність оздоровлених осіб (тис. осіб).

Також ця карта містить данні щодо вмісту біогенних речовин у придонному шарі прибережної морської води за показниками: фосфати, загальний фосфор, нітрити, нітрати, амоній сольовий, загальний азот, а також містить данні щодо фонових рівнів концентрацій цих речовин. На карту нанесено данні щодо абразії берегів (швидкість відступу. м/рік), данні щодо зсувних берегів. На мапі наведено данні щодо ерозії у прибережних районах (% від площі розораних земель). На мапі представлено райони імовірної гіпоксії (понад 40 %, 60 % та 80 %).

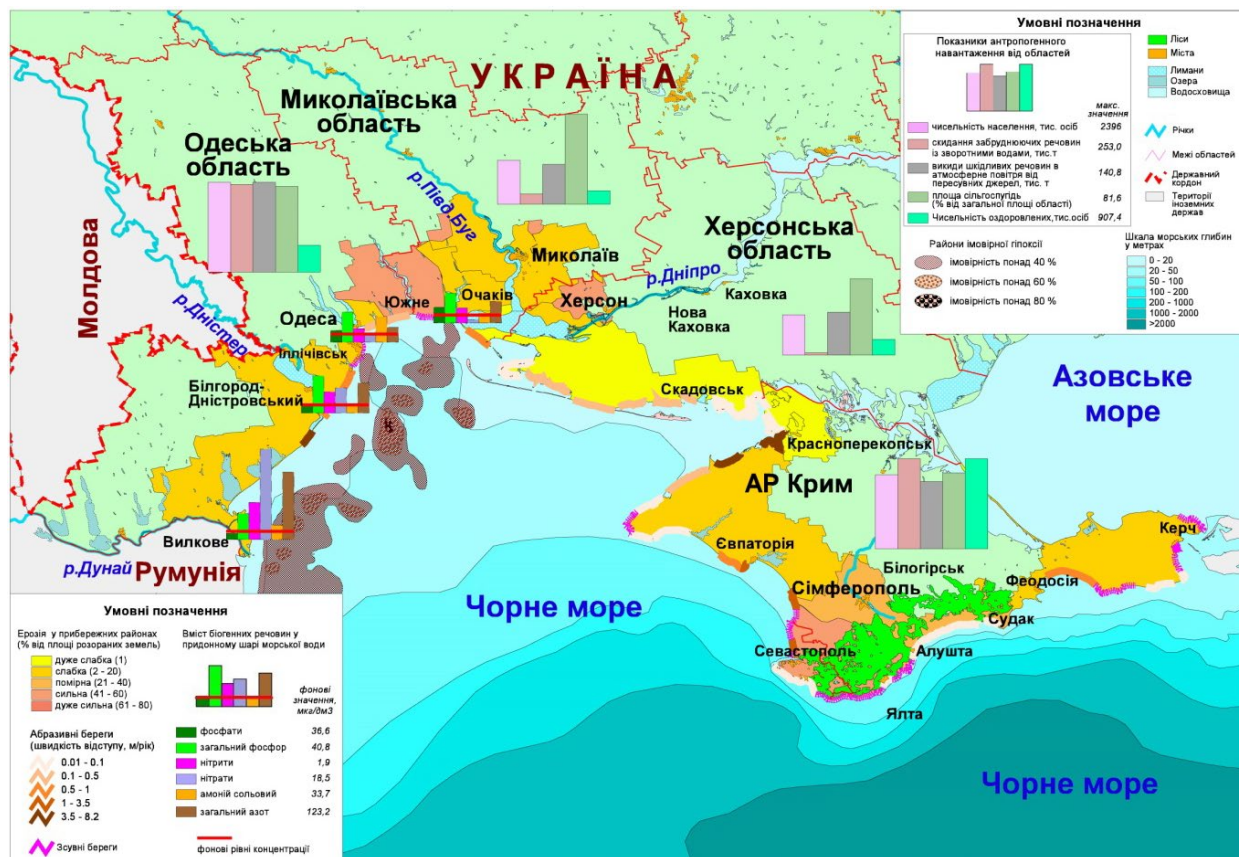


Рисунок 1.5 – Карта «Антропогенне навантаження у прибережній зоні Чорного моря» [24].

Карта «Точкові джерела забруднення прибережної зони Чорного моря», що представлена на рисунку 1.6, містить інформацію щодо розташування у прибережній зоні основних випусків зворотних вод (від 53-х випусків зворотних вод). Мапа містить данні щодо скидів забруднених вод за регіонами (млн. куб. м), також мапа інформацію щодо середніх витрат води головних річок України (Дунай, Дністер, Буг, Дніпро), які впадають у Чорне море (куб.м/с), маси речовин (т/рік), що надходять до Чорного моря зі стоком головних річок за наступними показниками: азот амонійний, нітриди, нітрати, фосфати, фосфор загальний, БПК-5. Мапа містить данні щодо вмісту важких металів у тканих мідій за показниками: ртуть, кадмій, миш'як, свинець, мідь, цинк. Екологічна карта також містить інформацію щодо викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря від стаціонарних джерел по показникам: діоксид сірки, діоксид азоту, метан, оксид вуглецю, діоксид

вуглецю, легкі органічні сполуки. Окрім того, наведено данні щодо викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря від стаціонарних джерел за окремими містами (тис. т): Іллічівськ, Одеса, Южне, Миколаїв, Херсон, Армянськ, Красноперекіпськ, Ялта, Сімферополь, Керч, Котовськ, Березівка, Ольшанське. По прибережних областях наведено данні щодо наявності відходів І-ІІІ класів небезпеки (тис. т).



Рисунок 1.6 – Карта 3 «Точкові джерела забруднення прибережної зони Чорного моря» [24].

Згідно міжнародних вимог щороку Україна звітує Чорноморській Комісії по 10 офіційним «гарячим» точкам представлені на рисунку 1.7, які були визначені ще у 1996 році. Чотири з них – СБО «Північна», СБО «Південна», порт «Південний» та Чорноморськ – знаходяться в Одеській області.

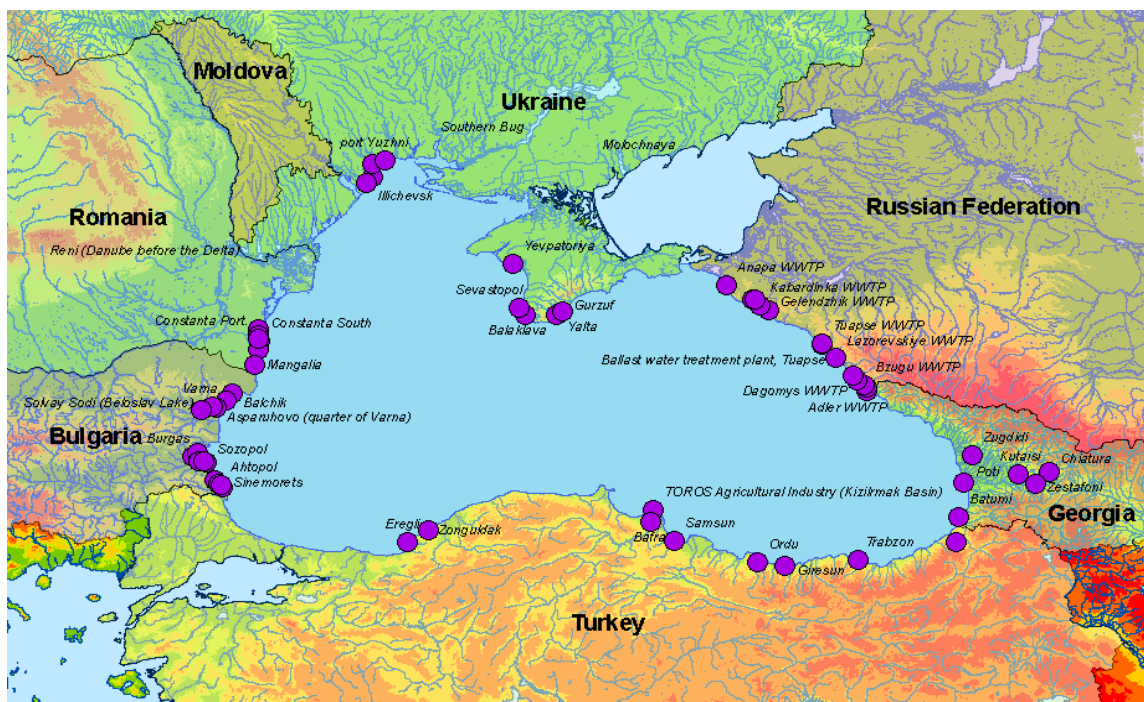


Рисунок 1.7 – Карта «гарячих» точок, за якими Україна та інші чорноморські країни звітують до Чорноморської Комісії.

Одним із джерел надходження забруднювальних речовин в Чорне і Азовське моря є також поверхневий стік з сільськогосподарських угідь. Нераціональне застосування мінеральних добрив, пестицидів, гербіцидів, інсектицидів, фунгіцидів, крім бажаних результатів, призвело до значних негативних наслідків. Частина цих речовин трансформується, передається через ланцюг живлення, інша надходить у ґрунтові води, міститься в зливових стоках, потрапляє в річки та безпосередньо в море. З внесених на схилі землі добрив вимивається до 20 % азоту, від 2 % до 5 % фосфору, від 10 % до 70 % калію. Винос пестицидів з богарних земель становить 1 %, зі зрошуваних від 1 % до 4 % від внесеної кількості. В цілому стік малих річок вносить близько 11,6 % азотних добрив, що надходять до водних об'єктів басейнів Азовського та Чорного морів, 13 % фосфорних добрив та 6 % пестицидів.

Суттєвим джерелом забруднення Чорного моря є аварійні (залпові) скиди, що відбуваються головним чином внаслідок скидання стічних вод промислових підприємств та населених пунктів, а також при завантаженні танкерів.

Основна частка надходження забруднених вод спостерігається в північно-західній частині Чорного моря. З річковим стоком, який становить тут 79 % загального континентального стоку, в цей регіон надходить більша частина забруднених стічних вод. До них належать й безпосередні скиди в море з урбанізованих територій, промислових об'єктів, сільськогосподарських угідь.

Під впливом навіть порівняно низьких концентрацій забруднювальних речовин в біоценозах моря відбуваються зрушення, які можуть мати критичні наслідки для стійкості його екосистеми. До таких змін можна віднести зменшення видового розмаїття, порушення темпів і співвідношення процесів продукування та розкладу органічних речовин, аномалії динаміки розчинення кисню, порушення системи біоаккумуляції в угрупованнях. Досить велика ймовірність виникнення так званого синергічного ефекту, тобто сукупної дії хімічних речовин при каталізуючому впливі забруднення.

1.3 Моніторинг факторів впливу

Відповідно до рекомендацій Робочої групи ЄС з інформаційного забезпечення MSFD [25] є необхідним запровадити 20 підпрограми спостережень державного морського екологічного моніторингу відповідно до 11 дескрипторів MSFD, наведені у таблиці 1.1. Деякі з них можуть бути об'єднані.

Таблиця 1.1 – Перелік підпрограм спостережень за факторами впливу
на морську екосистему відповідно до 11 дескрипторів
MSFD

№	Підпрограми	Об'єкт / предмет моніторингу		Параметри	Дескриптори
1.	Надходження організмів - вселенців - з конкретних джерел	Джерела впливу	Біогенні речовини, забруднюючих речовин, патогенні організми, організми - вселенці, сміття, шум	Надходження кількості на одиницю площі (або об'єму) в одиницю часу	D2
2.	Надходження біогенних речовин – з наземних джерел				D5
3.	Надходження біогенних речовин - з атмосфери				D5
4.	Надходження біогенних речовин – з джерел, розташованих в морі				D5
5.	Надходження забруднюючих речовин - з атмосфери				D8
6.	Надходження забруднюючих речовин – з наземних джерел				D8
7.	Надходження забруднюючих речовин - з джерел, розташованих в морі				D8
8.	Надходження забруднюючих речовин – аварійні ситуації, включаючи розливи нафти				D8
9.	Надходження сміття – від наземних джерел (річкове сміття)				D10
10.	Види вселенці - чисельність і/або біомаса	Рівень впливу в морському середовищі	Біогенні речовини, забруднюючі речовини, патогенні організми, фізичні втрати, фізична шкода, [видобуток видів, у т. ч. шляхом вилову], сміття, шум	Протяжність/розподіл в просторі і часі, концентрації	D2
11.	Рівні біогенних речовин – у водній товщі				D5
12.	Фізичні втрати - протяжність та розподіл (наприклад, від інфраструктурних об'єктів, прибережного захисту)				D6
13.	Фізичні порушення - від придонного тралення				D6
14.	Фізичні порушення - від днопоглиблювальних робіт та дампінгу				D6, D8
15.	Фізичні порушення - від видобутку піску і щебню				D6
16.	Рівні забруднюючих речовин - у воді та донних відкладах				D8
17.	Рівні забруднюючих речовин - в біоті, у тому числі в морепродуктах				D8, D9
18.	Сміття - характеристики і чисельність/обсяг				D10
19.	Мікрочастинки сміття - кількість/обсяг				D10
20.	Підводний шум – просторовий розподіл, частота і рівні				D11

Нижче в табл. 1.2 наведений перелік кодів та назв програм спостережень відповідно до дескрипторів MSFD

Таблиця 1.2 – Перелік кодів та назв програм спостережень відповідно до дескрипторів MSFD

Код програми	Назва програми спостережень
D1, 4 Fish	Біорізноманіття – риба
D1, 4 Mammals	Біорізноманіття - ссавці
D1, 4 Birds	Біорізноманіття – птахи
D1, 4 Water column habitats	Біорізноманіття - біоценози водної товщі
D1, 4, 6 Seabed habitats	Біорізноманіття – біоценози морського дна
D2 NIS	Види-вселенці
D3 Commercial fish/ and shellfish	Промислові види риб і молюсків
D5 Eutrophication	Евтрофікація
D7 Hydrographical changes	Гідрографічні зміни
D8 Contaminants	Забруднюючі речовини
D9 Contaminants in seafood	Забруднюючі речовини в морепродуктах
D10 Marine litter	Сміття
D11 Energy, incl. underwater noise	Енергія, у тому числі підводний шум

Відповідно до наведених таблиць 1.5 та 1.6 необхідно і формувати базу даних морського екологічного моніторингу України.

Зони можливої відповідальності суб'єктів моніторингу в системі моніторингу за факторами впливу на морську екосистему наведено в таблиці 1.3.

Таблиця 1.3 – Перелік підпрограм спостережень за факторами впливу на морську екосистему відповідно до суб'єктів моніторингу

№	Підпрограми	Суб'єкти моніторингу
1.	Надходження організмів - вселенців - з конкретних джерел	УкрНЦЕМ
2.	Надходження біогенних речовин – з наземних джерел	Інсп.
3.	Надходження біогенних речовин - з атмосфери	ГМЦ
4.	Надходження біогенних речовин – з джерел, розташованих в морі	Інсп.
5.	Надходження забруднюючих речовин - з атмосфери	ГМЦ
6.	Надходження забруднюючих речовин – з наземних джерел	Інсп.
7.	Надходження забруднюючих речовин - з джерел, розташованих в морі	Інсп.
8.	Надходження забруднюючих речовин – аварійні ситуації, включаючи розливи нафти	Інсп.
9.	Надходження сміття – від наземних джерел (річкове сміття)	УкрНЦЕМ

Продовження таблиці 1.3

№	Підпрограми	Субекти моніторингу
10.	Види вселенці - чисельність і/або біомаса	УкрНЦЕМ
11.	Рівні біогенних речовин – у водній товщі	УкрНЦЕМ
12.	Фізичні втрати - протяжність та розподіл (наприклад, від інфраструктурних об'єктів, прибережного захисту)	Інсп.
13.	Фізичні порушення - від придонного тралення	УкрНЦЕМ
14.	Фізичні порушення - від днопоглиблювальних робіт та дампіngu	УкрНЦЕМ
15.	Фізичні порушення - від видобутку піску і щебню	УкрНЦЕМ
16.	Рівні забруднюючих речовин - у воді та донних відкладах	УкрНЦЕМ
17.	Рівні забруднюючих речовин - в біоті, у тому числі в морепродуктах	УкрНЦЕМ
18.	Сміття - характеристики і чисельність/обсяг	УкрНЦЕМ
19.	Мікрочастинки сміття - кількість/обсяг	УкрНЦЕМ
20.	Підводний шум – просторовий розподіл, частота і рівні	УкрНЦЕМ

2 МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ ЕКОСИСТЕМИ ЧОРНОГО МОРЯ

Структура хіміко-біологічної моделі якості морських вод складається з двох блоків:

- блоку самоочищення, у якому розраховується зменшення концентрації забруднюючої речовини в кожній локальній точці простору в результаті сукупної дії різного роду фізико-хімічних, хімічних, біохімічних і біологічних процесів, що протікають у морському середовищі;
- блоку евтрофікації, що представляє собою систему взаємообумовлених диференціальних рівнянь, які описують біогеохімічні цикли біогенних елементів, продукцію і деструкцію органічної речовини, трофічні зв'язки і динаміку кисню в локальній точці водного середовища.

Блок самоочищення вод застосовується для забруднюючих речовин (ЗР), що не властиві морському середовищу, тобто надходять до екосистеми з зовнішніх, як правило, антропогенних джерел і не мають у морському середовищі істотних вагомих джерел. Цій умові задовольняють, у загальному випадку, токсиканти: нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини, патогенні бактерії, феноли, важкі метали тощо [26].

При вирішенні задачі самоочищення вод враховуються лише ті природні процеси, які приводять до дифузії, руйнування і трансформації забруднюючих речовин у водному середовищі досліджуваної акваторії моря, або сприяють виведенню цих речовин за її межі. Вторинними джерелами ЗР у водному середовищі при розв'язанні задачі самоочищення, як правило, нехтують, вважаючи, що вони відсутні або їх інтенсивність незрівнянно мала у порівнянні з процесами деградації і розпаду.

У першому наближенні, при побудові блоку самоочищення вод від неконсервативних ЗР припускають, що їхня деструкція описується кінетичним рівнянням реакції 1-го порядку. Оскільки в умовах водного середовища

хімічні, біологічні, біохімічні і фізико-хімічні процеси розпаду ЗР тісно взаємопов'язані і протікають одночасно, то найбільш доцільним для практичних розрахунків є визначення і використання сумарних питомих швидкостей трансформації (коефіцієнтів неконсервативності) ЗР. Їх значення для конкретних типів ЗР можуть бути взяті з літературних джерел, або визначені в натурних чи, у максимально наближених до натурних, лабораторних умовах. При цьому не виконується диференційований кількісний облік окремих процесів. В окремих випадках, при наявності необхідної інформації, коефіцієнт неконсервативності ЗР може бути представлений у мультиплікативній формі як функція від визначаючих його характеристик водного середовища.

Блок евтрофікації має більш складну математичну структуру, оскільки фактично являє собою модель функціонування водної екосистеми з високим ступенем агрегованості її біологічних елементів. У ньому розглядаються як прямі, так і зворотні зв'язки між біотичними і абіотичними елементами екосистеми при обов'язковій умові виконання законів збереження речовин та енергії. У якості елементів блоку евтрофікації розглядаються показники якості вод морських екосистем, що характеризують рівень їхньої трофності і сапробності. До числа таких показників відносяться: концентрації мінеральних і органічних форм біогенних речовин, біомаса фітопланктону і бактерій, вміст кисню [27].

Біолого-хімічний блок будується на принципі усереднення і агрегування з наступною ієрархічною декомпозицією. Верхній, або початковий, рівень в ієрархії структури моделі утворюють компоненти, концентрації яких слугують фоновими факторами, що визначають існування біологічних видів і протікання зв'язаних з ним процесів [28].

Таких компонент виявилось вісім: сумарні фіто- і зоопланктон, водорості-макрофіти, азот, фосфор, завислі і розчинені органічні речовини і риби двох видів (хамса і шпрот). Можливість агрегування багатьох видів в одну компоненту базується на тому, що водне середовище являється

природним інтегратором, в якому шумується дія окремих видів, що виступають у вигляді джерел або стоку речовин. На верхньому ієрархічному рівні моделювання агреговані компоненти $u_i^{(0)}$, біолого-хімічного блоку вважаються просторово опосередкованими. Таким чином, цей блок являє собою «ящикову» або «бокс-модель» підсистеми. Агрегування застосовується і до речовин, роль яких в системі однакова по відношенню до компонентів що враховуються. Агреговані просторово опосередковані компоненти зв'язані з концентраціями відповідних вихідних живих і неживих речовин наступним співвідношенням:

$$u_i^{(0)} = \int_V \sum_{j=1}^{N_i} u_{ji} dV, \quad (2.1)$$

Де u_{ji} – концентрація біомас окремих видів організмів, або неживих речовин;

N – об'єм середовища, зайнятого екосистемою;

N_i – число вихідних компонент, об'єднаних в i -й агрегованій компоненті.

В моделі підсистеми «риби» описується n видів риб, розділених на стадії: ікра, личинки, мальки і дорослі особини різного віку. Число дорослих стадій риби дорівнює максимальній тривалості життя риб даного виду, вираженій в роках. Для екологічних прогнозів, орієнтованих на вирішення задач управління рибними ресурсами, вихідними параметрами блоку «риби» приймається сумарна чисельність дорослих стадій риби i -го виду в момент часу t :

$$N_i(t) = \sum_{j=t-T}^t N_{ij}(t), \quad (2.2)$$

де j – вік риби в роках;

T – максимальна тривалість життя риби i -го виду;

N_{ij} – чисельність риб, що входять в групу, і відносяться до j -го віку.

Величини N_{ij} можуть тільки спадати. Рівняння що їх описують повинні відображати основні особливості зміни поведінки риб у часі. При цьому кінцевий стан якої-небудь життєвої стадії являється початковим станом для іншої. Співвідношення, що описують сукупність змінних, повинні враховувати нерест, виживання ікринок, личинок і малька в період їх розвитку в залежності від наявності харчування, хижаків, зміни смертності під впливом забруднення та інших факторів. Повинно враховувати плодовитість організмів в залежності від харчування в період, що передує розмноженню.

Для мігруючих риб, як і для інших організмів, зміна деяких відбувається за межами акваторії розташування екосистеми що вивчається. Фізичні, хімічні та інші умови в цих зонах, наприклад зонах зимування, включаються в модель як зовнішні фактори.

Вагомим являється період «нагулу» риб, коли вони в основному нарощують свою біомасу. Чисельність риб позначають як N_{ij1} – на початку періоду нагулу, а N_{ij2} – в кінці цього періоду. Після закінчення нагульного періоду деякі види риб ідуть на зимівлю і після цього повертаються в ареал нагулу постарілими на рік. При цьому риби з віком вищим від граничного виключаються з розгляду. Початкова чисельність риб з віком $j = 1$ визначається за формулою:

$$N_{i11}(t) = \beta_{i1}^{(4)} [\beta_i^{(3)} \beta_i^{(2)} \beta_i^{(1)} G_1 \delta_i N_i^*(t-1) + J_i], \quad (2.3)$$

тут

$$N_i(t) = \sum_{j^*}^t N_{ij}(t); j^* = t - T_i + T_i^*, \quad (2.4)$$

Де N_i^* – чисельність статевозрілих риб;

T_i^* – вік статевої зрілості;

δ_i – доля самок;

G_1 – чисельність ікри на одну самку;

$\beta_i^{(1)}, \beta_i^{(2)}, \beta_i^{(3)}$ – коефіцієнти виживання ікринок, личинок, мальків;

J_i – чисельність життєздатних мальків, що вводяться в систему шляхом марикультури;

$\beta_{i1}^{(4)}$ – виживання мальків на зимівлі.

Зимівля дорослих риб описується рівнянням

$$N_{ij1}(t) = \beta_{ij}^{(5)} N_{i,j-1}(t-1) \quad (2.5)$$

тут $\beta_{ij}^{(5)}$ – виживання дорослих риб на зимівлі ($j > 1$):

$$\beta_{ij}^{(5)} = 1 - \alpha_{ij2} - c_{ij2}, \quad (2.6)$$

де α_{ij2} – природна смертність на зимівлі, c_{ij2} – спад від промислу на зимівлі.

Припускається, що природна смертність риб (не пов'язана з дією хижаків та промислу) може збільшуватися може збільшуватися під впливом голоду і забруднень. Степінь голоду охарактеризується інтегральним дефіцитом раціону D_{ij} :

$$D_{ij} = \int_0^{T_n} (R_{ij} - r_{ij}) dt, \quad (2.7)$$

Де T_n – період нагулу;

R_{ij} – нормальний раціон;

r_{ij} – реальний раціон.

Значенням реального раціону є функція від наявності їжі:

$$r_{ij} = r_{ij}(P_{ij}), \quad (2.8)$$

де P_{ij} – сумарна їжа

$$P_{ij} = \sum_k \sum_l a_{kl} N_{kl} + \sum_k b_k z_k. \quad (2.9)$$

тут сумування поширене на всі види риб і планктонних організмів (з концентрацією z_k), що споживається рибами i -го виду j -го віку. Масові коефіцієнти a_{kl}, b_k переводять чисельність організмів в деяку еквівалентну біомасу з урахуванням калорійності їжі.

Природну смертність риб на зимівлі охарактеризуємо лінійною залежністю

$$\alpha_{ij2} = \alpha_{ij2}^{(0)} \alpha_{ij2}^{(1)} D_{ij} + \alpha_{ij2}^{(2)} \varepsilon, \quad (2.10)$$

де D_{ij} – дефіцит раціону за нагульний період, перед зимівлею;

ε – узагальнений параметр забруднень.

Модель підсистеми «Зоопланктон» будується згідно з цілями моделювання підсистеми «Риби». З цією метою зоопланктон групується на фракції по відношенню до i -го виду риб: z_{1i} – хижак ікри; z_{2i} – хижак личинок; z_{3i} – корм для личинок; z_{4i} – корм для малька; z_{5i} – корм для дорослих риб. До складу компонент зоопланктону входять різноманітні його види. Зокрема в даній моделі враховується кормовий зоопланктон.

Оскільки розмноження риб відбувається в нерестові періоди і в моделі фігурує біомаса дорослих особин, приріст біомаси риби за рахунок розмноження враховується заданням початкової умови у вигляді

$$U_6(t_{0k}) = U_6(t_{1(k-1)}) + \beta_3 [b_6 \beta_2 \beta_1 G_6 U_6(t_{2(k-1)}) + I_6], \quad (2.11)$$

де t_{0k} - момент початку k -го року;

$t_{1(k-1)}$ – момент закінчення $(k-1)$ -го року;

$t_{2(k-1)}$ – середина періоду нересту $(k-1)$ -го року;

G_6 – кількість ікринок на одну рибу;

$\beta_1, \beta_2, \beta_3$ – виживання ікринок, личинок, малька;

b_6 – характерна біомаса малька;

I_6 – біомаса малька риб, що вводяться в систему за рахунок штучного розведення – марикультури.

Аналогічно підсистема «Фітопланктон» також може бути розділеною на більш мілкі структурні частини з урахуванням її взаємодій з блоками «Зоопланктон» и «Риби».

Усі основні компоненти екосистеми являються концентраціями відповідних речовин. Позначають концентрації біомас через $X_{1к}$ – для кормового і $X_{1н}$ – для не кормового фітопланктону. Далі вводять концентрації біомас і речовин: X_2 – водоростей-макрофітів; X_3 – зоопланктону; X_4, X_5 – засвоюваних сполук азоту та фосфору; X_6 – органічних речовин в неживій фазі; X_7 – риб. Зоопланктон може підрозділятися на три фракції: $X_{3т}$ – травоїдні; $X_{3х}$ – хижаки; $X_{3м}$ – ті що харчуються макрофітами. В якості поживних речовин приймають сполуки азоту та фосфору які лімітують фотосинтез. До них в ряді випадків можуть додаватися сполуки кремнію. Органічні речовини підрозділяються на дві фракції: $X_{6р}$ – розчинені органічні речовини і $X_{6д}$ – тверді завислі (детрит). Риби можуть підрозділяти на на планктоноїдні та хижі з концентраціями біомас відповідно $X_{7п}$ і $X_{7х}$. Деталізація описання компонент екосистеми проводиться шляхом введення додаткових фракцій, але для кожного конкретного випадку потрібно зводити

число основних компонент до мінімуму. Перераховані компоненти описуються системою звичайних диференціальних рівнянь наступного виду:

$$\frac{dX_i}{dt} = \sum_k a_{ik} X_k + F_i, \quad (2.12)$$

де перший доданок справа обумовлений внутрішніми взаємодіями в системі, а F_i – впливом зовнішніх меж. Величина F_i для всіх компонент що переносяться течією, тобто для всіх компонент, крім водоростей-макрофітів, зоопланктону і риб, визначається на основі розрахунку водообміну на границях області. Нехай величина Q – сумарний потік поступаючі глибинних вод, Q_2 – потік поступаючі поверхневих вод, Q_1 – сумарний потік витікаючі вод, W – потік річних вод, а V – загальний об’єм шельфу. В такому випадку отримують:

$$VF_i = Q_2 X_{is} + Q X_{ib} + W X_{id} - Q_1 X_i, \quad (2.13)$$

Де X_{is} – концентрація i -ї компоненти в поверхневих водах відкритого моря;

X_{ib} – в глибинних зонах;

X_{id} – в річних водах.

Далі розглянемо вираз першого доданка для компонент системи.

Коефіцієнт a_{11} , що відноситься до фітопланктону, має вигляд:

$$a_{11} = \Pi_1 + M_{61} - E_1(T), \quad (2.14)$$

де Π_1 – швидкість фотосинтезу фітопланктону, що визначається за принципом Лібіха.

$$\Pi_1 = \min(\Pi_{10}, \Pi_{14}, \Pi_{15}), \quad (2.15)$$

де Π_{10} , Π_{14} , Π_{15} – швидкості фотосинтезу, що лімітуються відповідно освітленням сонячним світлом, концентраціями біогенних сполук азоту та фосфору.

В експериментах зазвичай встановлюється число ділення клітин фітопланктону за добу, тобто константа ділення – k_{ij} , де $j = 0, 4, 5$ відносяться до випадків, коли в ролі лімітуючи факторів виступають окремо світло, азот або фосфор. Величини Π_{ij} можуть виражатися через константи ділення

$$\Pi_{ij} = \frac{\ln 2}{t_c} k_{ij}, \quad (2.16)$$

де t_c – час рівний добі.

Коефіцієнти рівнянь для концентрацій біогенних сполук азоту X_4 та фосфору X_5 обумовлені споживанням цих сполук при фотосинтезі фітопланктону і водоростей-макрофітів, а також вивільненням при розкладі неживої органічної речовини:

$$a_{i1} = -D_{i1} \Pi_1, \quad a_{i2} = -D_{i2} \Pi_2, \quad (2.17)$$

$$a_{i6} = D_{i6} E_6(T), \quad i = 4, 5, \quad (2.18)$$

де D_{i1}, D_{i2}, D_{i6} – долі азоту ($i = 4$) і фосфору ($i = 5$) в біомасі фітопланктону, водоростей-макрофітів та неживій органічній речовині.

Рівняння для агрегованої компоненти X_7 , яка характеризує концентрацію біомаси риб, складається наступним чином, позначають через δ_7 долю хижих риб в їх загальній біомасі. При цьому для планктоноїдних риб буде $(1 - \delta_7)$. Коефіцієнти будуть мати вигляд:

$$a_{71} = x_{17}(1 - \delta_7)M_{17}, \quad a_{73} = x_{37}(1 - \delta_7)M_{37}, \quad (2.19)$$

$$a_{77} = -(1 - x_{77})(1 - \delta_7)\delta_7 M_{77} - E_7 - C_7, \quad (2.20)$$

тут C_7 – промислова і E_7 - природня смертність риб [29].

AQUATOX добре підходить для аналізу причин та протікання евтрофікації. Можливе застосування включає розгляд критеріїв якості води по органічних речовинах, та аналізу управлінських альтернатив. AQUATOX моделює багато чисельні взаємопов'язані змінні, важливі в динаміці розчиненого кисню, та їх вплив на водне середовище:

- азот (загальна кількість, нітрат, іонів та сполук аміаку;
- фосфор (загальна кількість, фосфати);
- розчинений кисень;
- біомаса водоростей, хлорофіл;
- біомаса перифитону;
- макрофіти;
- прозорість.

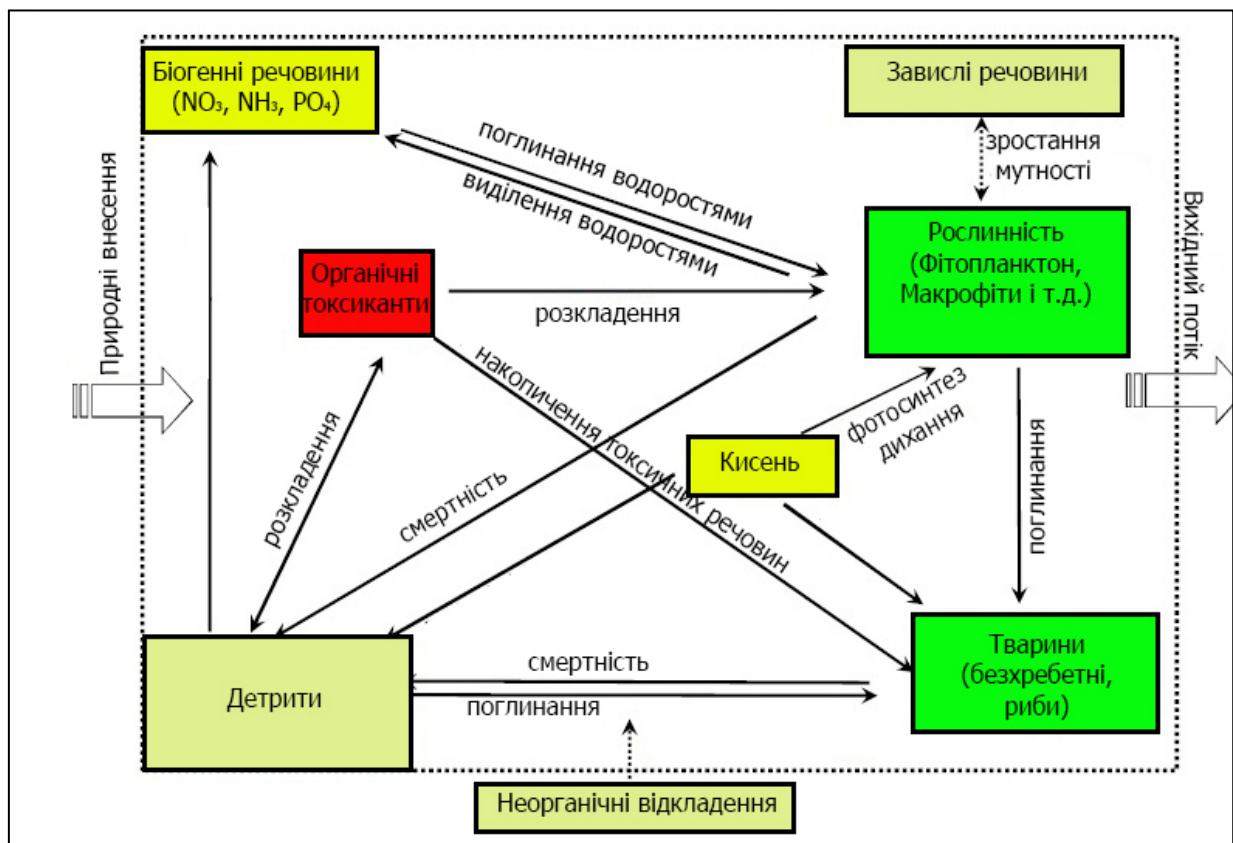


Рисунок 2.1 – Екологічні процеси що моделює AQUATOX [62].

AQUATOX можна застосовувати для вертикально стратифікованих водних об'єктах (озера, моря, лимани):

- моделює стратифікацію та змінні умови у кожному шарі;
- моделює різні типи фітопланктону, так, щоб можна було передбачити послідовні зміни на протязі сезону.

AQUATOX враховує практично весь цикл обігу біогенних речовин у водному середовищі (рис. 2.2, 2.3) [30].

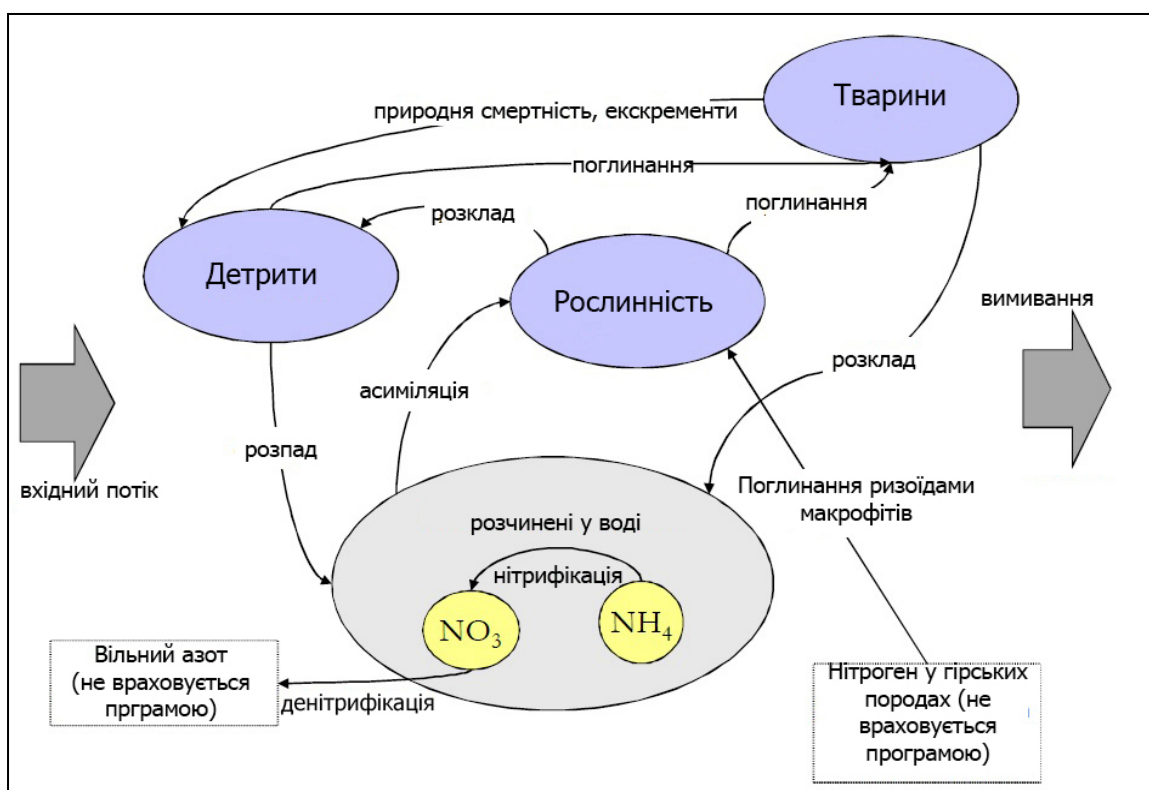


Рисунок 2.2 – Цикл циркуляції азоту в AQUATOX.

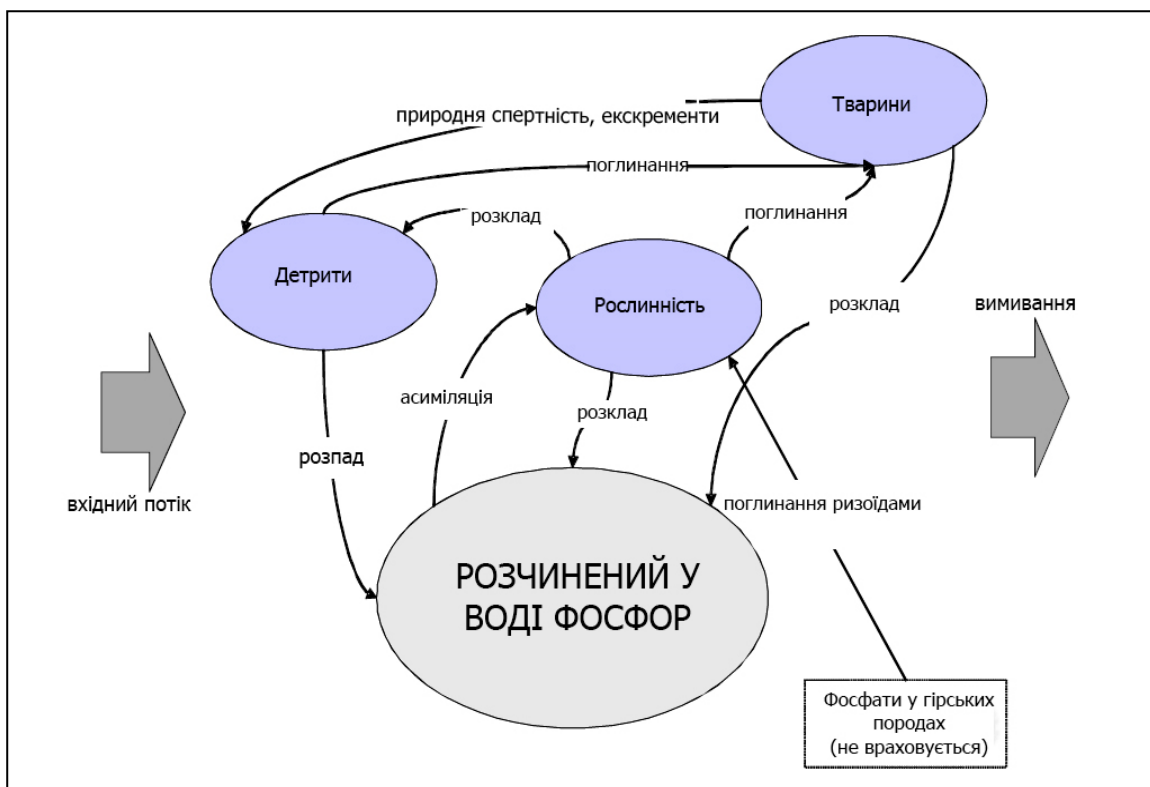


Рисунок 2.3 – Цикл циркуляції фосфору в AQUATOX.

3 КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА ЯКІСТЬ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ЧОРНОГО МОРЯ ЗА ПЕРІОД З 2011 ПО 2021 Р.

3.1 Постановка математичного експерименту

Діагностичні розрахунки часової мінливості характеристик екосистеми прибережних вод Одеського регіону виконані на базі математичної моделі, побудованої в програмі AQUATOX. У таблиці 3.1 наведені основні складові біоценозів, що враховані в моделі.

Таблиця 3.1 – Основні види організмів, врахованих в математичній моделі екосистеми ПЗЧМ

	Назва організму характерного для ПЗЧМ	Назва організму, або його аналогу 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	Bullhead

У табл. 3.2 за результатами роботи [31] наведені результати оцінки якості модельних розрахунків.

Таблиця 3.2 – Параметри оцінки якості модельних розрахунків

Показники	σ	S	S/ σ
1	2	3	3
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
Блакитно-Зелені	0.6802	0.4081	0.60
Діатомові	0.6877	0.5226	0.70
Сумарний зоопланктон	0.0808	0.0574	0.71

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

Для кількісної оцінки впливу природних та антропогенних факторів на стан екосистем морського шельфу використаємо показник екосистемного ризику, який може бути вираженим функцією взаємозв'язку факторів впливу з параметрами стану екосистеми у евклідовому просторі, який використовується в роботі [19]:

$$R = \sqrt{E^2 + C^2}, \quad (3.1)$$

де E – інтегральний фактор впливу;

C – інтегральний показник стану екосистеми.

Інтегральний фактор впливу в загальному виді визначається:

$$E = \frac{\sum_i^N e_i}{N}, \quad (3.2)$$

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

N - кількість факторів впливу.

За аналогічною формулою розраховується інтегральний показник стану.

У якості факторів впливу розглянуто:

- Природні: температура та солоність морської води;
- Антропогенні: біогенні речовини, рН.

Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань гідрофізичних та гідрохімічних показників води як факторів впливу на стан морської екосистеми наведена на рисунках 3.1-3.5.

У якості показників стану екосистеми використаємо безрозмірну величину: відхилення характеристики (p/r), розрахованої окремо для кожного фактору впливу, від розрахунку «норма», нормовану на амплітуду коливань характеристики (p/r), а також аналогічну величину загальної біомаси риби риби.

Температура, °C

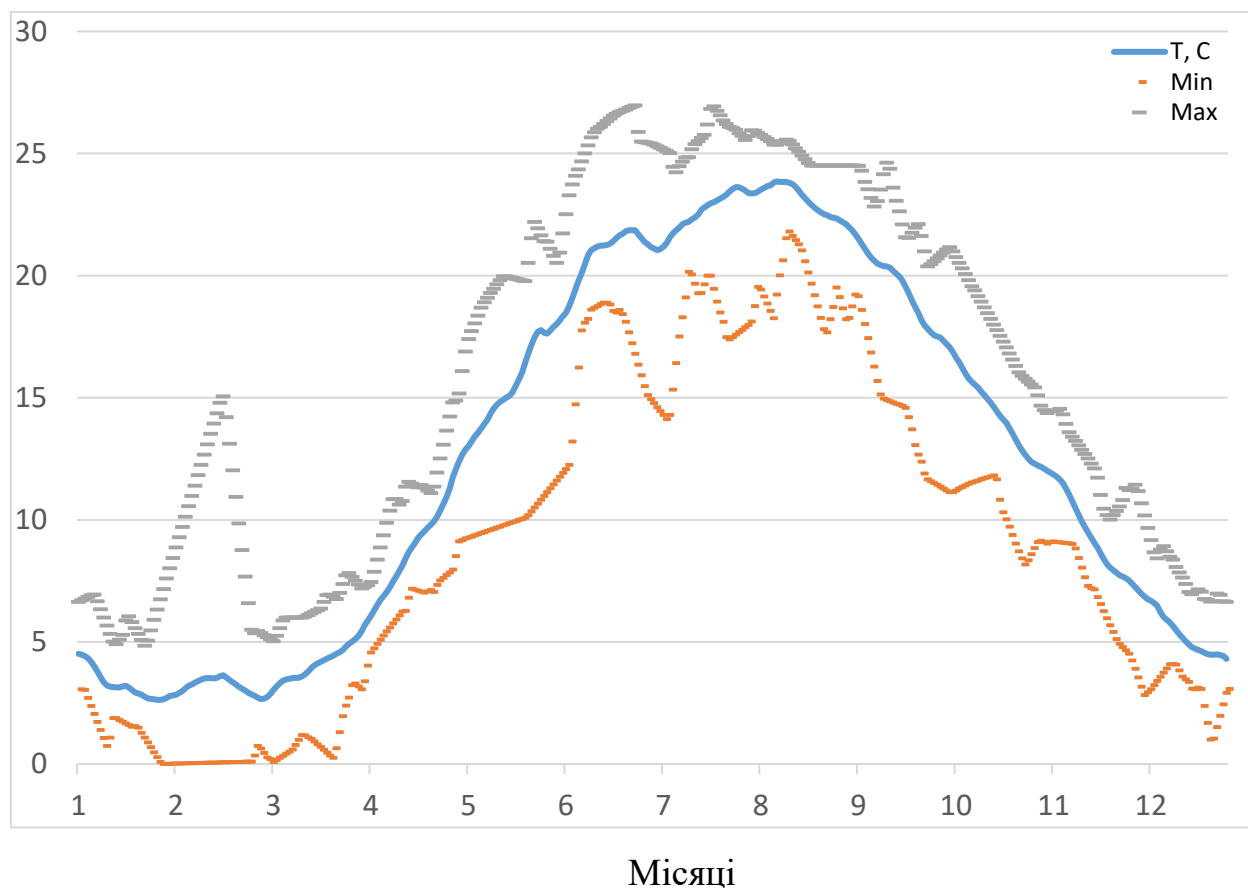


Рисунок 3.1 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011 – 2021 рр. температури морської води, °C.

Солоність, ‰

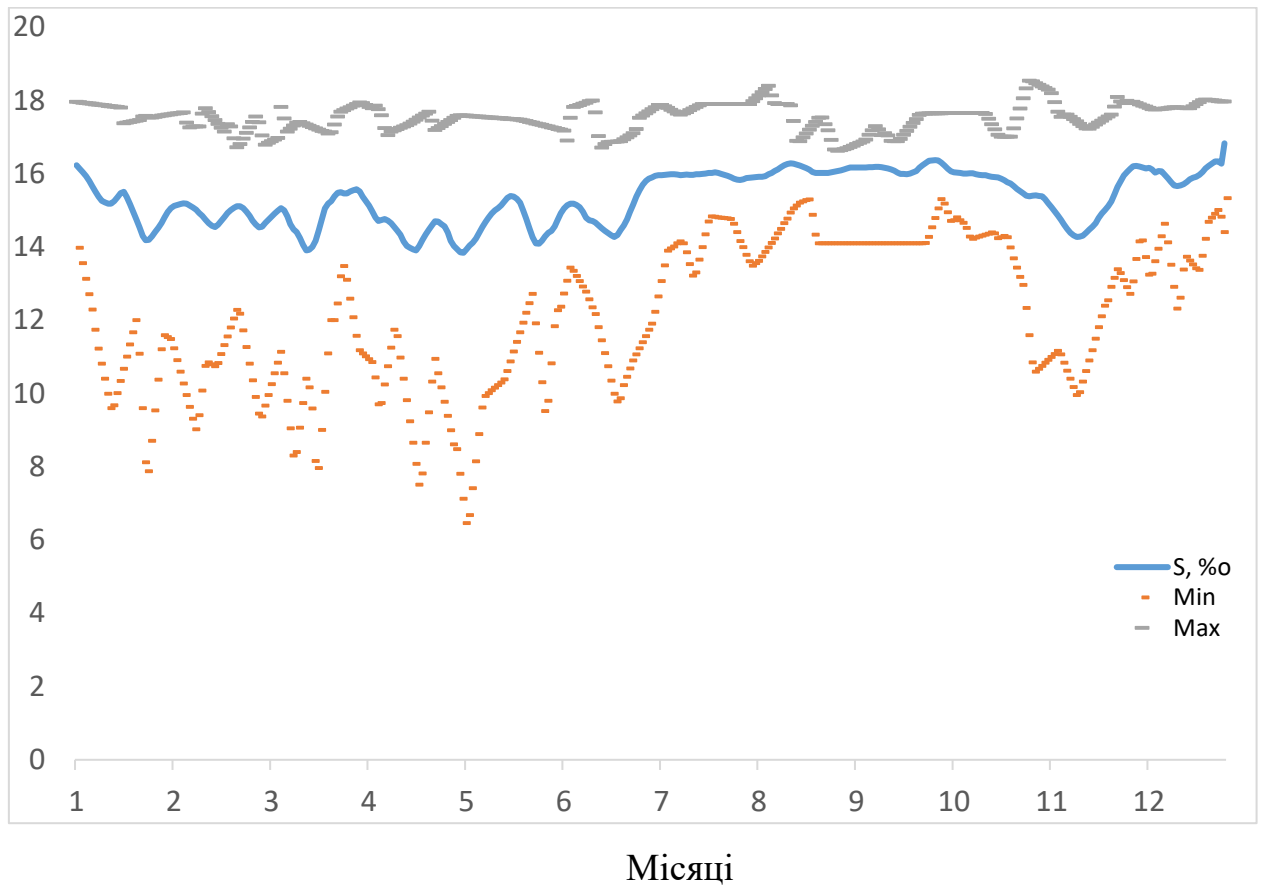


Рисунок 3.2 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011 – 2021 рр. солоністі морської води, ‰.

Концентрація, мг/л

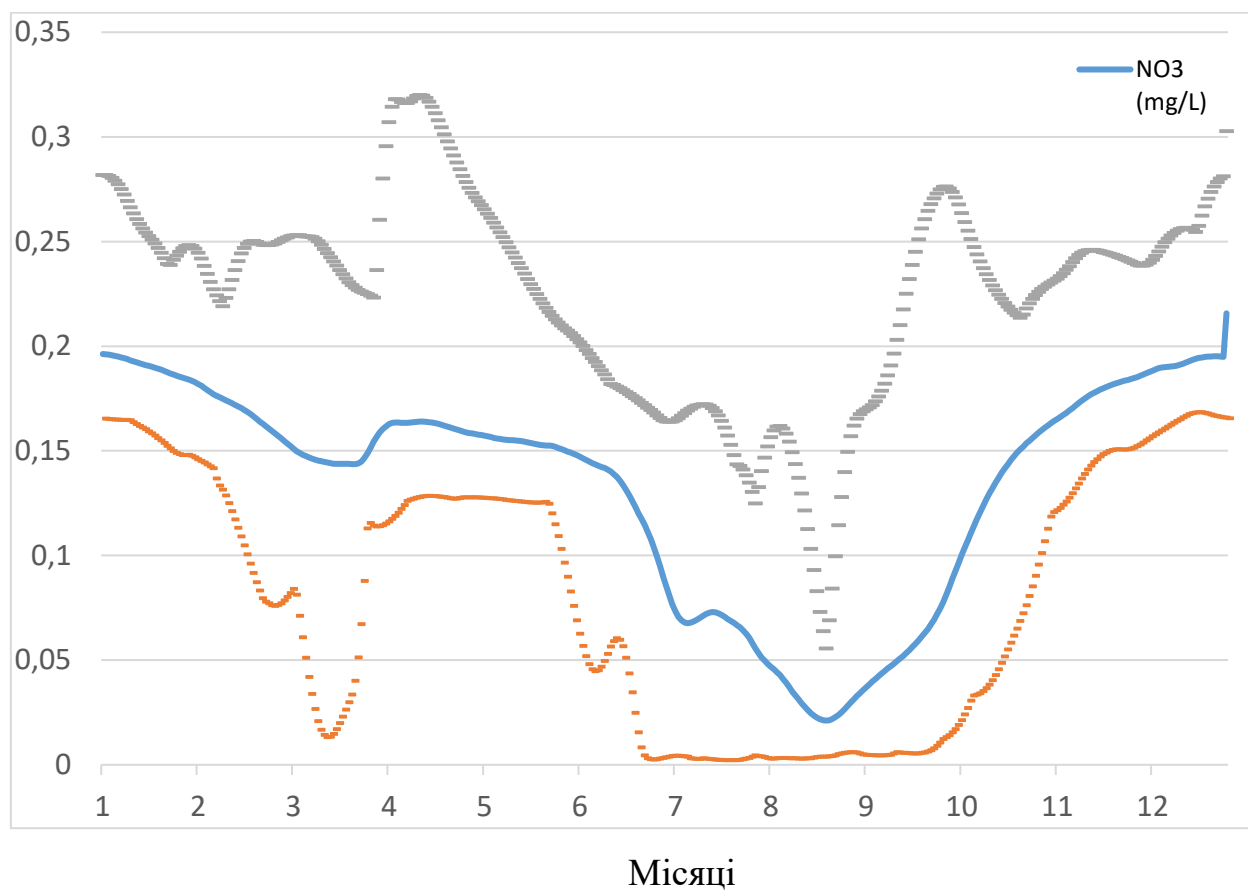


Рисунок 3.3 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011 – 2021 рр. азоту нітратного, мг/л.

Концентрація, мг/л

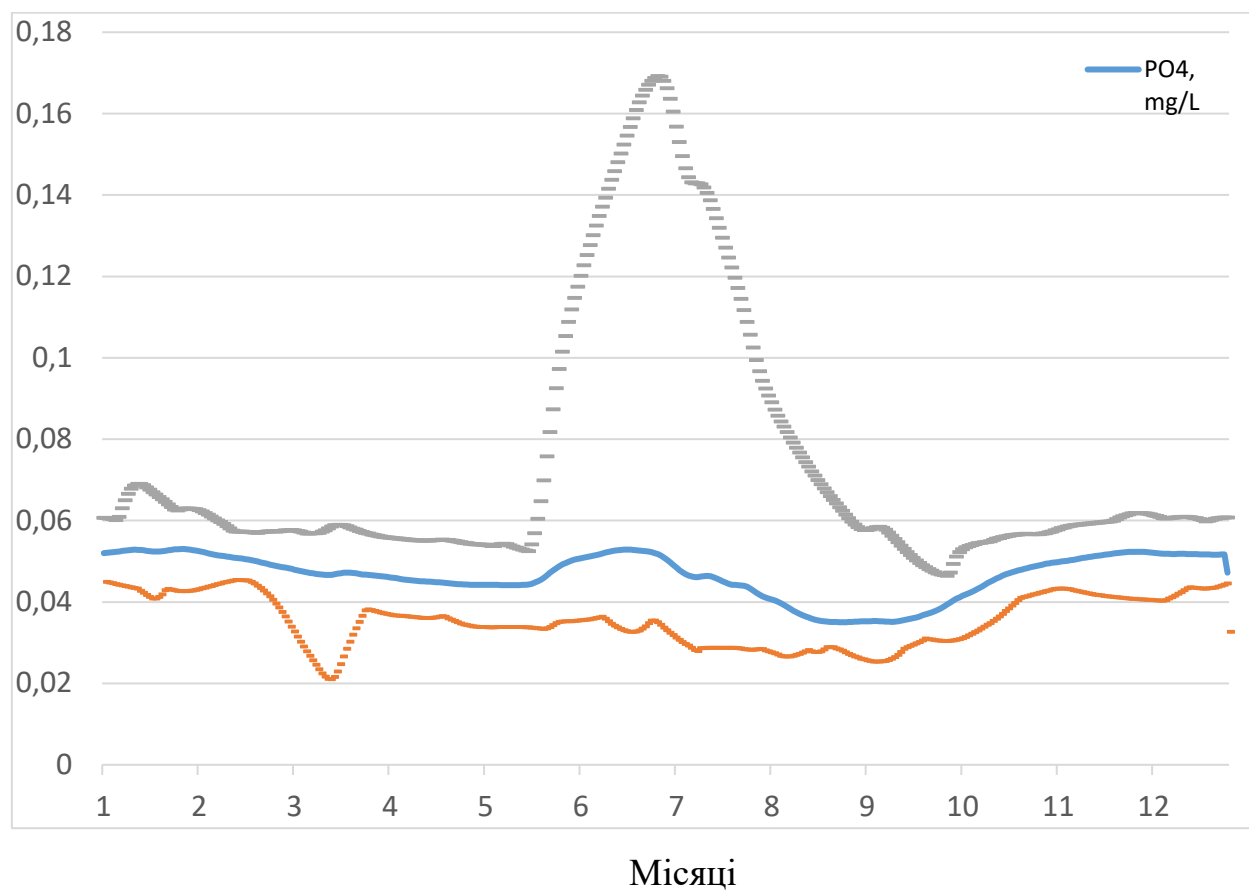


Рисунок 3.4 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011 – 2021 рр. фосфору фосфатного, мг/л.

д)

од. рН

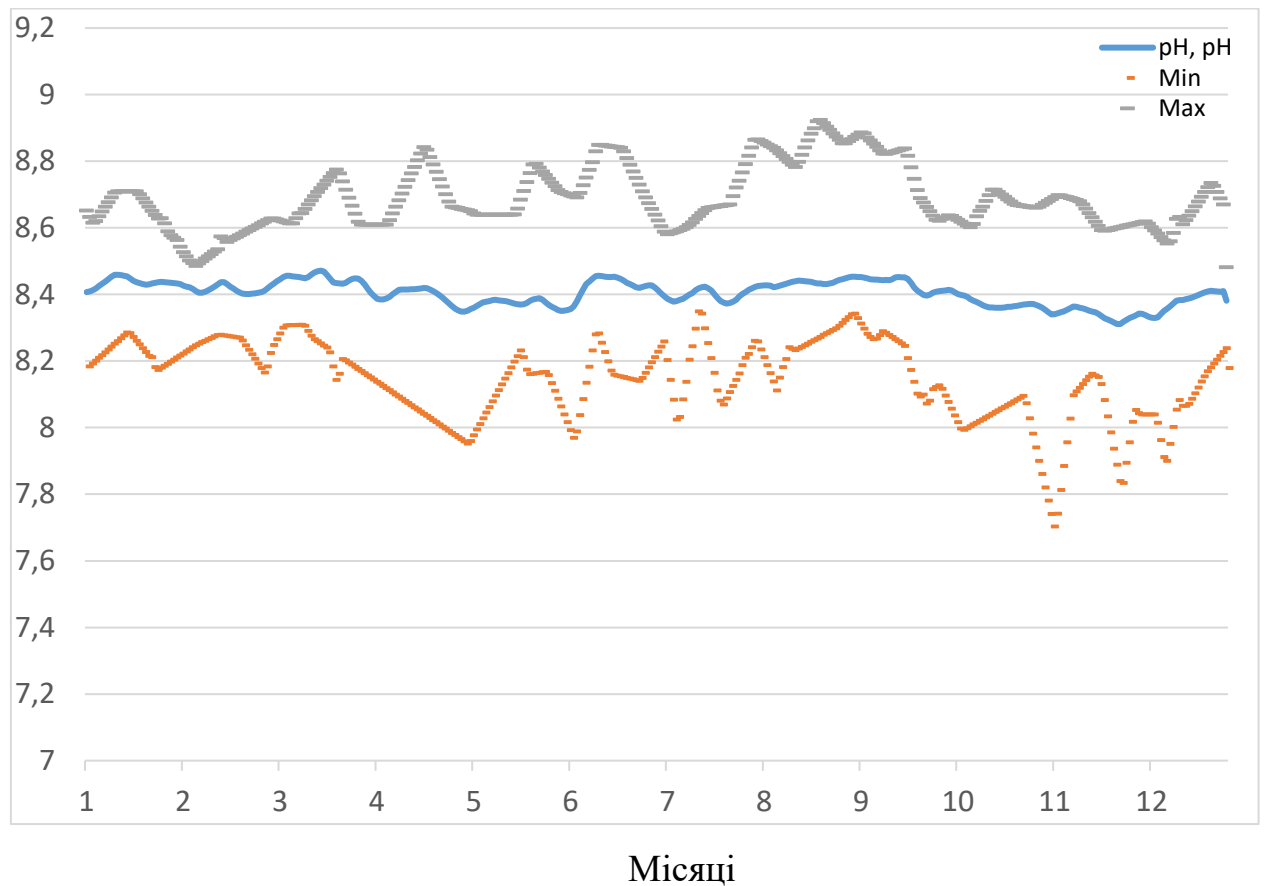


Рисунок 3.5 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011 – 2021 рр. рН, од. рН.

3.2 Аналіз результатів математичного експерименту

Часова динаміка екосистемного ризику представлена на рисунку 3.6. У якості критичного значення була прийнята верхня межа довірчого інтервалу для середньо-арифметичного значення екосистемного ризику впродовж 2011 – 2021 рр. (середньо-арифметичного значення плюс середньо-квадратичне відхилення).

Результати розрахунку екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від факторів впливу представлено на рисунку 3.7. Значення ризику, які розташовані за червоною лінією є критичними.

Умовних одиниць

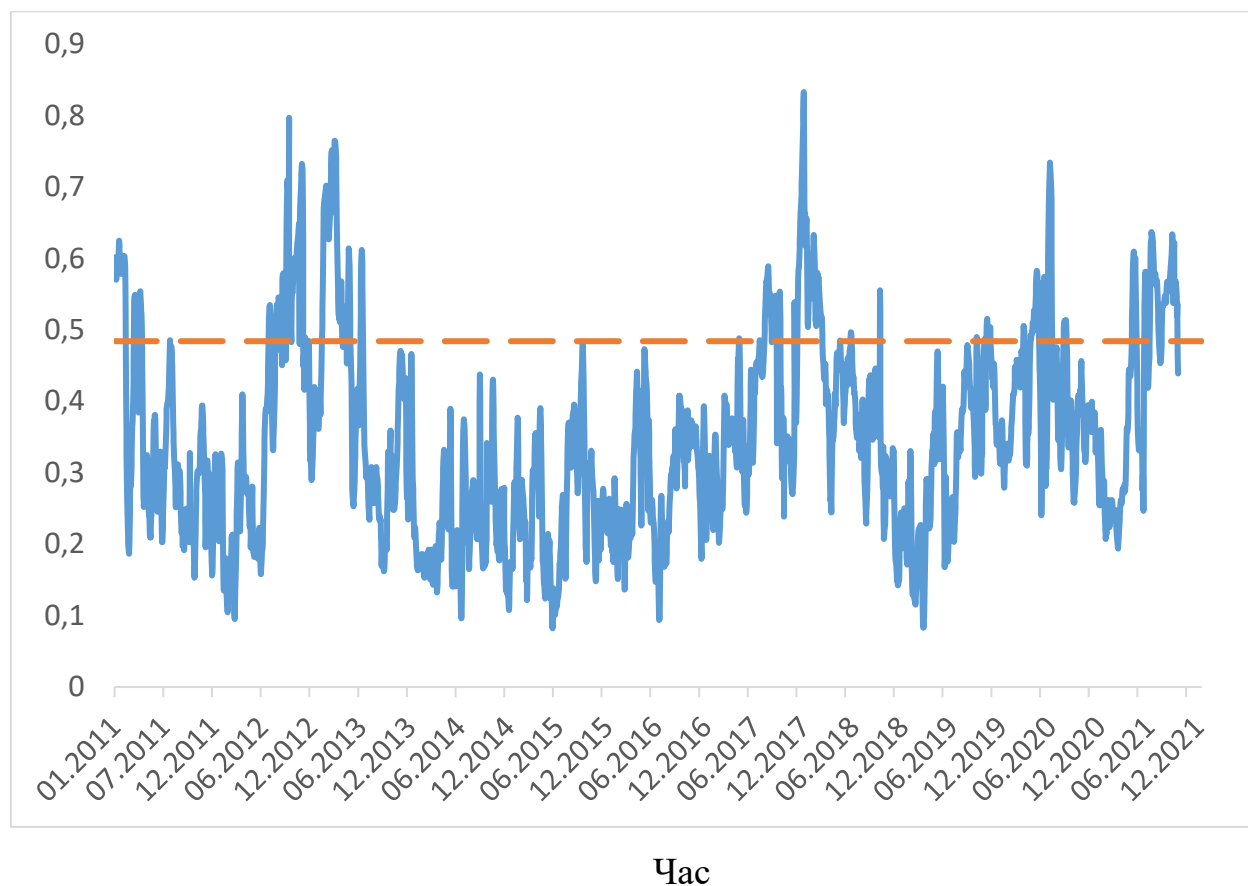


Рисунок 3.6 – Часова динаміка екосистемного ризику за період 2011-2021 рр.

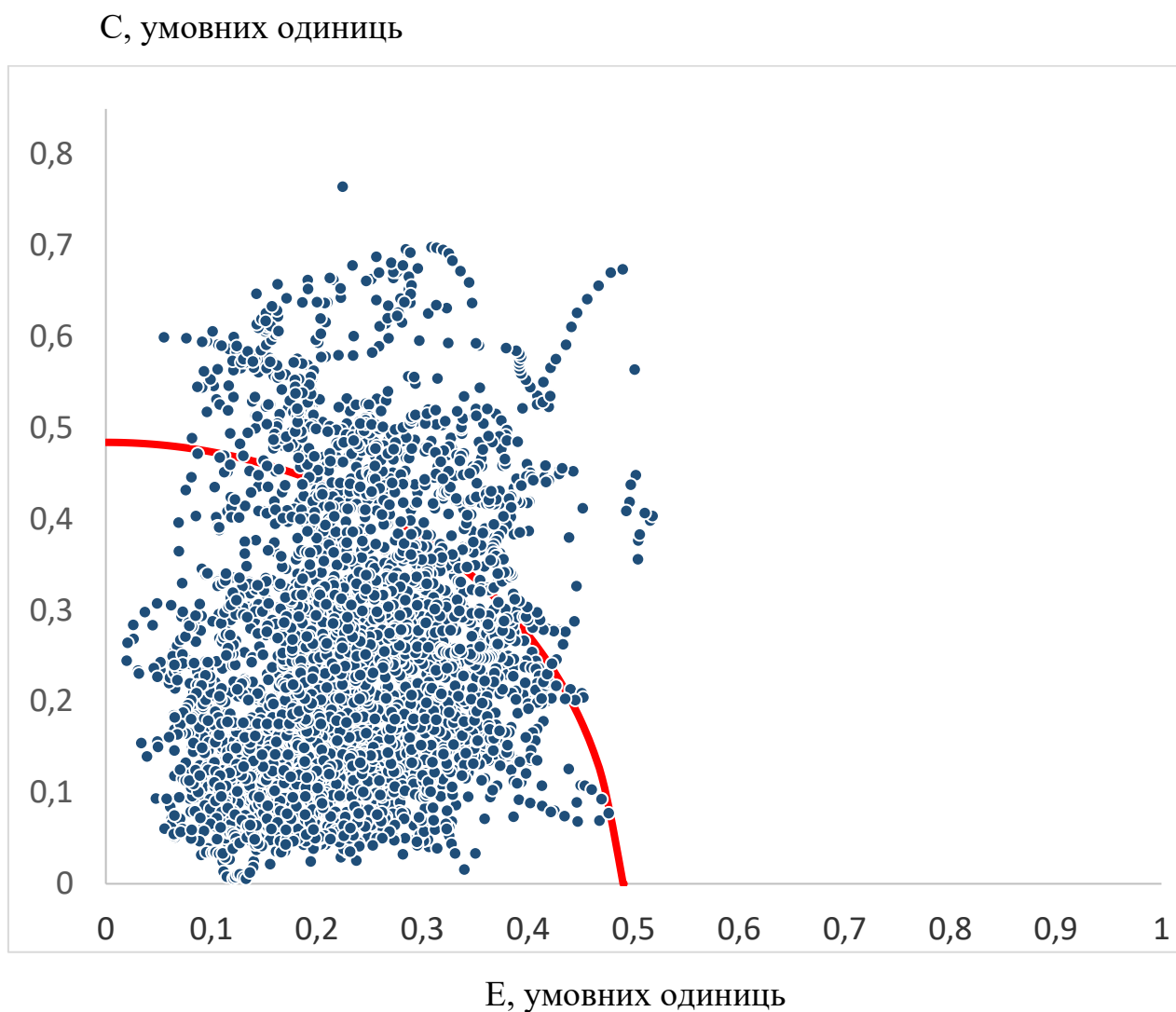


Рисунок 3.7 – Розрахункові величини екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від суми факторів впливу.

Як видно з рисунку 3.7, до червоної зони критичного ризику потрапили точки, які відповідають весняному та осінньому періодам року у 2011, 2012, 2013, 2017, 2018, 2020 та 2021 роках.

Таким чином, результати, отримані для останніх десяти років, показують, що морська екосистема Одеської затоки знаходилась в кризовому стані наприкінці зими-на початку весни та на початку осені.

Окремо стоїть питання щодо системи екологічного моніторингу, яка б дозволила повністю контролювати всі зміни в екосистемі, як результат дії природних та антропогенних факторів.

Аналіз динаміки екосистемного ризику в динамічному фазовому просторі показує, що екосистема після зовнішнього впливу прагне зберегти початкові значення (рисунок 3.8). Іншими словами, зміна біотичної структури екосистеми та інтенсивності зміни біомаси у відповідь на зміну умов навколишнього середовища спрямовані на збереження оптимального балансу в нових умовах.

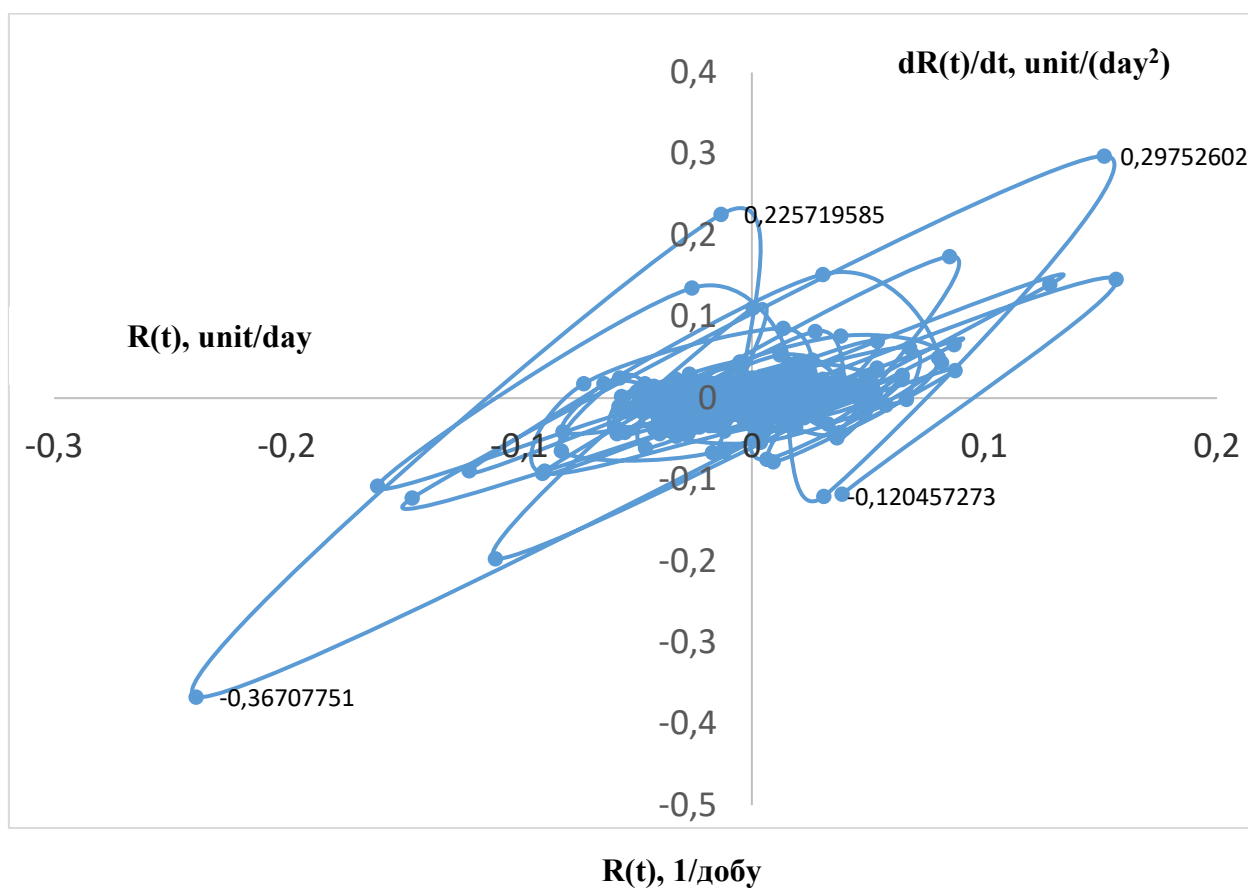


Рисунок 3.8 – Динаміки екосистемного ризику в фазовому просторі впродовж 2011 – 2021 рр.

Оцінка максимального показника Ляпунова λ , який характеризує швидкість розбігання близьких траєкторій динаміки у фазовому просторі, дозволить зробити висновки щодо стійкості екосистеми при впливі визначених факторів. Позитивне значення показника зазвичай приймається як індикатор нестійкості системи.

Для підрахунку максимального показника Ляпунова використовувалася утиліта `lyar_k` з пакету TISEAN. Результатом її роботи є набір даних, що представляють собою залежність логарифма коефіцієнта розбігання траєкторій від часу $S(\varepsilon, m, \Delta n)$, який обчислюється таким чином:

$$S(\varepsilon, m, \Delta n) = \frac{1}{N} \sum_{n_0=1}^N \ln \left(\frac{1}{|U(s_{n_0})|} \times \sum_{s_n \in U(s_{n_0})} |s_{n_0+\Delta n} - s_{n+\Delta n}| \right) \quad (3.3)$$

Якщо величина $S(\varepsilon, m, \Delta n)$ проявляє лінійне зростання з однаковим ухилом в розумному діапазоні значень ε , тоді тангенс кута нахилу прямої, що апроксимує цю ділянку, можна вважати наближено рівним максимальному показнику Ляпунова.

Результат, отриманий після обробки за допомогою утиліти `lyar_k`, показує, що показник Ляпунова λ змінюється від (- 0.05) до (- 0.0001). Оскільки $\lambda < 0$, це значить, що така система не проявляє ознак нестійкості.

ВИСНОВКИ

На стан екосистем морів впливають, перш за все, природні явища, які обумовлюють формування режиму температури повітря, вітру, атмосферних опадів, стоку річок і відповідно режиму температури, солоності вод і течій.

Результати аналізу вказують, що основна тенденція зростання середніх річних температур повітря та води в останні роки зберігається. Середня сума річних атмосферних опадів у 2011-2020 рр. дорівнювала 453 мм, що майже на 30% більше відносно періоду 1890-1930 рр.

Середні річні значення солоності води змінюються в діапазоні від 10 до 16 опс і в середньому за багаторічний період складають біля 14 опс. Середнярічна солоність води в 2021 р. дорівнює 15,03.

На морське середовище значно впливають скиди стічних вод з наземних джерел (населені пункти, промислові об'єкти, порти і портові споруди), що безпосередньо надходять у Чорне і Азовське моря. Господарсько-побутові стічні води за складом дуже різноманітні: крім органічних речовин вони містять багато інших сполук, значне місце серед яких займають детергенти, що присутні в мивних засобах.

Згідно міжнародних вимог щороку Україна звітує Чорноморській Комісії по 10 офіційним «гарячим» точкам представлені на рисунку 1.7, які були визначені ще у 1996 році. Чотири з них – СБО «Північна», СБО «Південна», порт «Південний» та Чорноморськ – знаходяться в Одеській області.

Одним із джерел надходження забруднюючих речовин в Чорне і Азовське моря є також поверхневий стік з сільськогосподарських угідь. Нераціональне застосування мінеральних добрив, пестицидів, гербіцидів, інсектицидів, фунгіцидів, крім бажаних результатів, призвело до значних негативних наслідків.

Суттєвим джерелом забруднення Чорного моря є аварійні (залпові) скиди, що відбуваються головним чином внаслідок скидання стічних вод

промислових підприємств та населених пунктів, а також при завантаженні танкерів.

Основна частка надходження забруднених вод спостерігається в північно-західній частині Чорного моря. З річковим стоком, який становить тут 79 % загального континентального стоку, в цей регіон надходить більша частина забруднених стічних вод. До них належать й безпосередні скиди в море з урбанізованих територій, промислових об'єктів, сільськогосподарських угідь.

Однією з моделей, які дозволяють аналізувати зміни в водних екосистемах під впливом антропогенних факторів, є AQUATOX. Ця модель враховує практично весь цикл обігу біогенних речовин у водному середовищі. На її базі здійснені діагностичні розрахунки часової мінливості характеристик екосистеми прибережних вод Одеського регіону. При цьому, фактори впливу на стан екосистеми визначалися протягом періоду 2011 – 2021 рр. щонеділі УкрНЦЕМ в Одеській затоці (м. Малий Фонтан).

Для кількісної оцінки вплив в роботі використано показник екосистемного ризику, який виражено функцією взаємозв'язку факторів впливу з параметрами стану екосистеми у евклідовому просторі.

У якості показників стану екосистеми використано безрозмірну величину - відхилення характеристики (p/r), розрахованої окремо для кожного фактору впливу, від розрахунку «норма», нормовану на амплітуду коливань характеристики (p/r), а також аналогічну величину загальної біомаси риби риби.

До зони критичного ризику потрапили точки, які відповідають весняному та осінньому періодам року у 2011, 2012, 2013, 2017, 2018, 2020 та 2021 роках.

Окремо є питання щодо системи екологічного моніторингу, яка б дозволила повністю контролювати всі зміни в екосистемі, як результат дії природних та антропогенних факторів.

Аналіз динаміки екосистемного ризику в динамічному фазовому просторі показує, що екосистема після зовнішнього впливу прагне зберегти початкові значення. Зміна біотичної структури екосистеми та інтенсивності зміни біомаси у відповідь на зміну умов навколишнього середовища спрямовані на збереження оптимального балансу в нових умовах.

Результат стійкості системи за показником Ляпунова показав, що система не проявляє ознак нестійкості, оскільки показник має від'ємні значення.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. J. Slobodnik, V. Medinets, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze, A. Korshenko. 12-Months National Pilot Monitoring Studies in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016-2017: Final Scientific Report: – Access mode https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_12_months-2016_2017_ISBN-978-617-7953-58-5.pdf
2. J. Slobodnik, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze6 A. Korshenko, S. Moncheva. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016: Final Scientific Report – Access mode https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_ISBN-978-617-7953-60-8-2.pdf
3. J. Slobodnik, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze6 A. Korshenko. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017: Final Scientific Report – Access mode https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_ISBN-978-617-7953-62-2.pdf
4. Black Sea region briefing - The European environment — state and outlook 2015 – Access mode <https://www.eea.europa.eu/soer/2015/countries/black-sea>
5. Maes J. at al. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020/ Ecosystem Services 17 (2016). P. 14-23. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>. – 10.09.2018. – Назва з екрану
6. De Groot R.S. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making / R.S. De Groot [at al.] // Ecol. Complex.– 2010. – Vol. 7. – P. 260-272
7. Edward B.Barbier Marine ecosystem services // Current Biology, [Volume 27, Issue 11](#), 5 June 2017, Pages R507-R510
8. Lique C. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review / C. Lique [at al.] // Review of Marine and Coastal Ecosystem Services. – July 2013. – Vol. 8, Is. 7. – 15 p.
9. May, R. M. (1974b). Patterns of species abundance—Mathematical aspects of dynamics of populations. *SIAM Review*, 16, 585–585.
10. Richard S. Fulford, Sheila J. J. Heymans, Wei Wu Mathematical Modeling for Ecosystem-Based Management (EBM) and Ecosystem Goods and Services

- (EGS) Assessment // Ecosystem-Based Management, Ecosystem Services and Aquatic Biodiversity pp 275-289
11. [P F E Addison](#), [D J Collins](#), [R Trebilco](#), [S Howe](#), [N Bax](#), [P Hedge](#), [G Jones](#), [P Miloslavich](#), [C Roelfsema](#), [M Sams](#), [R D Stuart-Smith](#), [P Scanes](#), [P von Baumgarten](#), [A McQuatters-Gollop](#) A new wave of marine evidence-based management: emerging challenges and solutions to transform monitoring, evaluating, and reporting *ICES Journal of Marine Science*, Volume 75, Issue 3, May-June 2018, Pages 941–952, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx216>
 12. Тучковенко, Ю. С., Ілюшин, В. Я., Коморин, В. Н. (2005) Моделирование транспорта наносов в Керченском проливе. Метеорологія, кліматологія та гідрологія, 49. с. 446-459.
 13. Коморин, В. Н., Тучковенко, Ю. С. (2002) Использование численной гидродинамической модели для прогноза сгонно-нагонных колебаний уровня моря в портах северо-западного шельфа Черного моря. Метеорологія, кліматологія та гідрологія, 46. с. 324-331. ISSN 0130-2914
 14. Коморін В. М., Попов Ю. І., Український В. В. Оцінка мінливості гідродинамічних характеристик північно-західного шельфу Чорного моря // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2008. – Одеса. - № 5. – С. 188 – 201.
 15. Оцінка стану вод української частини Нижнього Дунаю/ Технічний звіт «Інвентаризація складів отрутохімікатів та джерел забруднення води»/ за ред. Коморіна В. М.; УкрНЦЕМ. – Одеса, 2017. – 282 с.
 16. Орлова І. Г. Гідрологічні та гідрохімічні показники стану північно-західного шельфу Чорного моря: довідник / І. Г. Орлова, М. Ю. Павленко та ін. – Одеса: УкрНЦЕМ, 2005. – 616 с.
 17. AQUATOX Linking water quality and aquatic life – Access mode <https://www.epa.gov/ceam/aquatox>
 18. [A. Şimşek](#), [K. Küçük](#) & [G. Bakan](#) Applying AQUATOX for the ecological risk assessment coastal of Black Sea at small industries around Samsun, Turkey // *International Journal of Environmental Science and Technology*. -2019. Volume 16, p. 5229 –5236
 19. Viktor Komorin. Assessment of the Black sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method// *Geographia Technica*, Vol 16, Issue 2, 2021, pp. 19-28 DOI: [10.21163/GT_2021.162.02](https://doi.org/10.21163/GT_2021.162.02) , URL: http://technicalgeography.org/index.php/on-line-first/378-02_komorin

20. Свирежев Ю.М. Возможные пути обобщения фундаментальной теоремы естественного отбора Р. Фишера / Ю.М. Свирежев // Журнал общей биологии. – 1974. – Т. 35, № 4. – С. 590-601
21. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. – 331 с.
22. Polderman J.W., Willems J.C. (1998) Stability Theory. In: Introduction to Mathematical Systems Theory. Texts in Applied Mathematics, vol 26. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-2953-5_7
23. Николис Г., Познание сложного / Г. Николис И. Пригожин. – М.: ЛКИ, 2008. – 352 с.
24. Комплексне управління «гарячими» точками і збереження екосистеми Чорного моря – HOT BLACK SEA : Звіт про НДР (заключний) / ОДЕКУ; кер. В. Коморін. – Одеса, 2014. – 229 с. – № держреєстрації 0114U001752.
25. DIKE_9-2014-03. Reporting package for MSFD Article 11 on monitoring programme. 0930-1800: 26 February 2014
26. TISEAN 3.0.1 Nonlinear Time Series Analysis [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.mpi-pks-dresden.mpg.de/~tisean/Tisean_3.0.1/index.html. – 12.11.18. – Назва з екрана
27. Алексеев В.В. Физическое и математическое моделирование экосистем. / В.В. Алексеев, И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина. – СПб : Гидрометеиздат, 1992. – 367 с.
28. Абросов Н.С. Экологические факторы и механизмы формирования видового разнообразия экосистем и проблема совместимости видов / Н.С. Абросов // Экология в России на рубеже XXI в. – М. : Научный мир, 1999. – С. 54-69
29. Лаврик В.І. Моделювання і прогнозування стану довкілля: підручник / В. І. Лаврик, В. М. Боголюбов, Л. М. Полетаєва, С. М. Юрасов, В. Г. Ільїна ; під. ред. В. І. Лаврик – К.: ВЦАкадемія, 2010. – 400 с.
30. RAMAS Ecosystem: Ecological risk assessments for food chain and food web models, linking bioassay results to population and community dynamics – Access mode <https://www.ramas.com/ecosystem>
31. Розробка сценаріїв поліпшення якості прибережних вод Одеської затоки на базі математичного моделювання : звіт про НДР / УкрНЦЕМ; керівн. В.М. Коморін; виконав.: Г.О. Єрофєєв [та ін.]. – Одеса, 2015. – 97 с.