

УДК 504.4.054.001.5; 504.4.06.001.5; 504.45.058; 504.4.054; 504.064

КП 87.19.03

№ держреєстрації 0118U006641

Інв.№

Міністерство екології та природних ресурсів України
НДУ «Український науковий центр екології моря»
(УкрНЦЕМ)

65009, м. Одеса, Французький бульвар, 89;
тел. (0482) 636–622, факс. (0482) 636–673, e-mail: aseem@te.net.ua

ЗАТВЕРДЖУЮ
Директор УкрНЦЕМ

канд. геогр. наук,
старш. наук. співроб.
Коморін В.М.
2019 року



ЗВІТ
ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Базова оцінка та визначення Доброго екологічного стану (ДЕС) морського середовища
Чорного моря в межах виключної морської економічної зони України

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

Том 6

Науковий керівник НДР

Заст. директора – начальник морського
інформаційно-аналітичного центру, к.геогр.н.

В.В. Український

2018

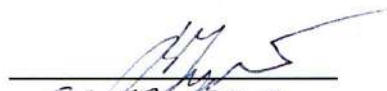
Рукопис закінчено 28 грудня 2018 р.

Результати цієї роботи розглянуто Вченою Радою УкрНЦЕМ, протокол
від 25.01.2019 № 1



СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник,
заступник директора –
начальник МІАЦ,
канд. геогр. наук


21.12.2018 року

В.В. Український
(підрозділи 1.3, 1.4)

Відповідальний виконавець
директор УкрНЦЕМ,
канд. геогр. наук, старш. наук.
співроб.


20.12.2018 року

В. М. Коморін
(вступ; розділи 1; 2; 3;
висновки)

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


21.12.2018 року

Л. Г. Комарова
(підрозділ 2)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 101 с., 11 табл., 32 рис., 65 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;
- визначення поняття стійкості морських екосистем;
- комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2012 по 2018 рр.

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

1 Стан морських екосистем та фактори впливу на них	8
в екологічній соціально-економічній системі	8
1.1 Єдина класифікація ЄС для морських та прибережних екосистемних послуг	8
1.2 Перелік екосистем північно-західного шельфу Чорного моря, що надають екосистемні послуги, відповідно до класифікації ЄС	15
1.3 Стан Чорного моря за дескрипторами Директиви ЄС про морську стратегію	19
1.4 Фактори впливу на стан морських екосистем.....	22
2 Поняття стійкості морських екосистем	36
2.1 Ентропія і потенційна функція	36
2.2 Поняття «стійкість» в біологічних системах	39
2.3 «Екстремальні» принципи екологічних систем.....	44
2.4 Поняття стійкості в теорії математики	46
2.5 Метод побудови фазових портретів.....	53
2.6 Оцінка показників стійкості в теорії нелінійних систем.....	55
3 Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2012 по 2018 рр.....	59
3.1 Математична модель екосистеми Чорного моря.....	59
3.2 Постановка математичного експерименту.....	71
3.3 Аналіз результатів математичного експерименту.....	76
Висновки	80
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	86
Додаток 1 - Часова динаміка показників стану морської екосистеми за результатами математичного моделювання.....	93

ВСТУП

Україна є морською державою, яка серед причорноморських держав має найдовшу берегову лінію (1 628 км). Їй належить 57 % загальної площі чорноморського шельфу, у тому числі 87 % північно-західного шельфу (який є найбільш екологічно уразливою ділянкою Чорного моря). Антропогенні проблеми Чорного моря формуються і найбільш гостро проявляються, в прибережній і шельфовій зоні морів, де сконцентрована господарська діяльність, де зосереджені берегові і основні морські джерела забруднення (діяльність портів, днопоглиблення портів і підхідних каналів, дампінг ґрунтів, розвідка і видобування вуглеводневих ресурсів).

Морське середовище зазнає численного і різноманітного антропогенного впливу внаслідок господарської діяльності як на прилеглих територіях, так і на акваторіях. Зарегулювання стоку річок, подальше зростання безповоротного водоспоживання, особливо в зрошуваному землеробстві, що призводить до значного скорочення надходження прісних вод у пригирлові райони моря, екологічно необґрунтована інтенсифікація ресурсно-експлуатаційних галузей у морських і прибережних акваторіях, у тому числі вилов риби та інших морепродуктів, некерована індустріалізація, хімізація, урбанізація узбережжя – все це обумовлює посилення антропогенного навантаження в регіоні. Така діяльність призвела до неприпустимого зростання забруднення морського середовища побутовими, промисловими, сільськогосподарськими та іншими відходами, які містять небезпечні і шкідливі речовини та патогенні мікроорганізми.

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

Для досягнення мети вирішені наступні завдання:

- аналіз впливу природних та антропогенних факторів на стан морського середовища як складової екологічної соціально-економічної системи;
- визначення поняття стійкості морських екосистем;
- комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря за період з 2012 по 2018 рр.

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 СТАН МОРСКИХ ЕКОСИСТЕМ ТА ФАТОКРИ ВПЛИВУ НА НИХ В ЕКОЛОГІЧНІЙ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІЙ СИСТЕМІ

1.1 Єдина класифікація ЄС для морських та прибережних екосистемних послуг

Концепція екологічних економо-соціальних систем поєднує 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, що представлено на рисунку 1.1.

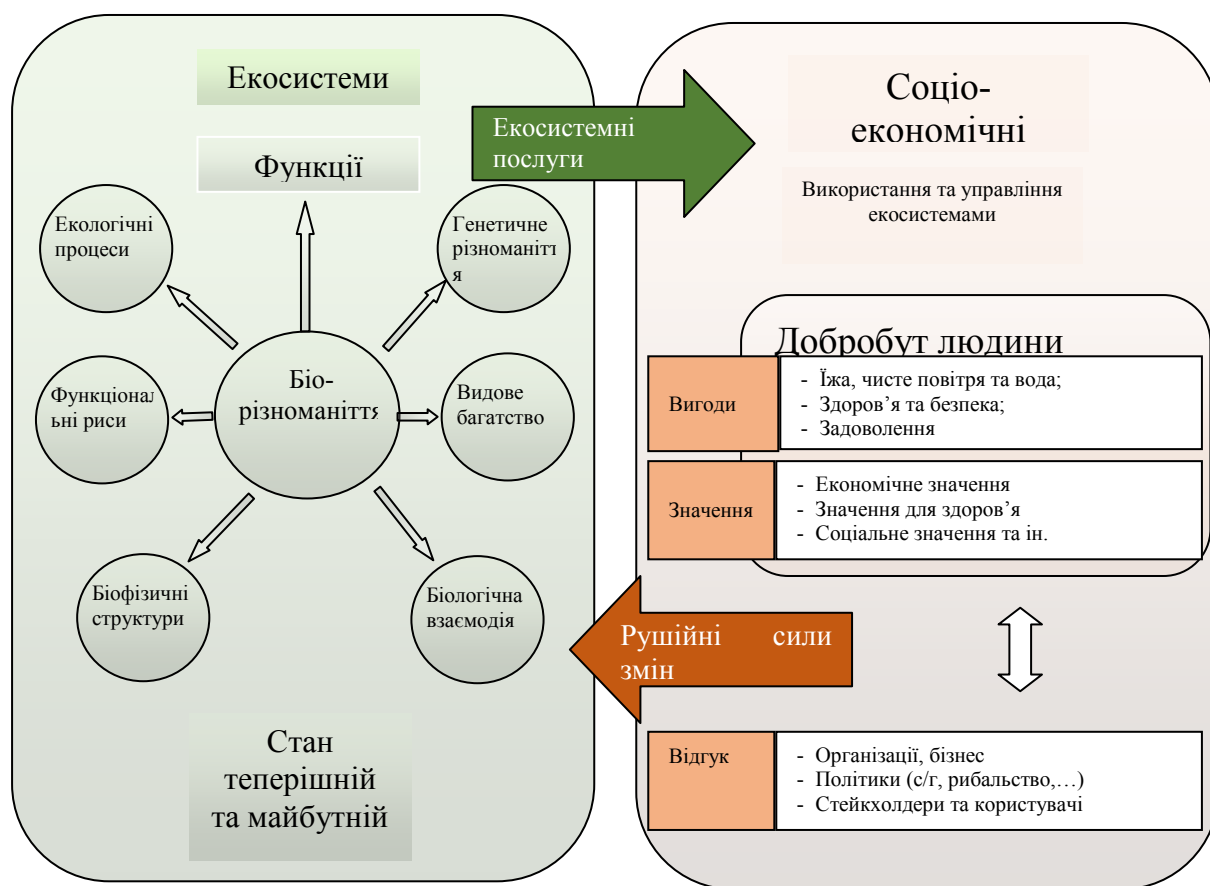


Рисунок 1.1 – Блок-схема взаємозв'язку соціально економічних систем з екосистеми через екосистемні послуги і через фактори впливу [1]

Екосистемні функції визначаються як потенціал для надання екосистемних послуг [2]. 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.

Вигодами для людини від екосистемних послуг є, зокрема, харчування, доступ до чистих повітря і води, здоров'я, безпека та задоволення. Вигоди походять від екосистемних послуг і охоплюють різні види благополуччя людини, та задоволення таких основних потреб, як економічні потреби, екологічні потреби і потреби суб'єктивного щастя [1]. В центрі уваги поняття вигоди є те, що екосистемні послуги є відкритими для економічної оцінки. Однак, це значення не містить лише грошове вираження. Важливим є включення інших цінностей, таких як, наприклад, значення здоров'я, соціокультурні цінності, або природні цінності.

Застосування концептуальних засад оцінки екосистем і їх послуг на міжнародній арені, передбачає застосування двох класифікацій: класифікація для оцінки стану екосистем, які надають послуги і класифікація екосистемних послуг. Мета створення єдиної класифікації полягає в тому, щоб дозволити об'єднати і порівняти інформацію, що надходить з країн-членів ЄС.

В ЄС питання екосистемних послуг моря та прибережних зон (ЕПМП) розглядаються в межах завдань із збереження біорізноманіття, використання водних ресурсів, збереження та відновлення морських екосистем, регулювання клімату, ведення сільського господарства [3].

Як було визначено вище, виживання людини, її добробут залежать від екосистемних послуг і, отже, від збереження екосистем і використання кращих практик взаємодії соціально-економічних систем із екосистемами [4], [5]. Дослідження, що присвячені екосистемним послугам, значно виросли протягом останнього десятиліття, особливо після виходу Оцінки екосистем на порозі тисячоліття [6], [7].

Є очевидним, що дані і методи досліджень щодо ЕПМП є набагато більш обмеженими в порівнянні з дослідженнями по наземним екосистемам [8]-[11]. Невелика кількість досліджень, що стосуються оцінки морських екосистемних послуг, були зосереджені в основному на отриманні продуктів харчування, таких як рибальство (наприклад, [12], [13]).

У статті [3] надано систематичний огляд наукової літератури, пов'язаної з ЕПМП. Також наведено основні результати щодо класифікації показників, що застосовуються для оцінки і картування ЕПМП.

Різноманітність існуючих класифікацій екосистемні послуг призвело до труднощів і невідповідності у порівнянь між результатами оцінок [14]. Є непростим завданням з узгодження емпіричних оцінок з теоретичною класифікацією, яку наведено в [3]. Була створена комплексна та практична класифікація екосистемних послуг з урахуванням морської та прибережної складових досліджень, яка наведена у таблиці 1.1.

Таблиця 1.1 – Список морських та прибережних екосистемних послуг відповідно до класифікації ЄС [3]

Класи послуг	ЕПМП	Опис компоненти	Загальне визначення екосистемної послуги
Послуги, що забезпечують	Забезпечення продуктами харчування	Комерційний та некомерційний вилов риби (визначається загальними виловами та відносними величинами виловів на зусилля) Вирощування аквакультури, включаючи рибу, ракоподібних, молюсків, і водоростей	Продукція біомаси для споживання людиною і створення умов, щоб її виростити
	Зберігання та забезпечення водою	Вода морського та прибережного середовища, що знаходиться переважно в прибережних озерах, в дельтових водоносних горизонтах або результатом роботи опріснювальної установки Морська вода також може бути використаною для технологічних задач охолодження або в процесах вирощування аквакультури в ставках і каналах	Забезпечення водою для споживання людиною, а також для інших цілей

Продовження таблиці 1.1

Класи послуг	ЕПМП	Опис компоненти	Загальне визначення екосистемної послуги
Послуги, що забезпечують	Біологічні матеріали і біопаливо	Включає лікарські препарати (наприклад, ліки, косметика), декоративні (наприклад, корали, мушлі) та інші комерційні і промислові ресурси (наприклад, виготовлення мінеральних добрив, тощо) Біомаси для виробництва енергії може мати тверді форми (наприклад, мангрові зарості), рідину (як паливо, добуте з водоростей) або біогаз (отриманий з матеріалів, що розкладаються)	Надання біомаси або біологічних елементів для нехарчових цілей
Регулюючі послуги	Очищення води	Очищення відходів людини; розведення; осідання, поглинання; біоремедіація; оксигенація 'мертвих зон'; фільтрація і поглинання; ремінералізація; розкладання	Фізико-хімічні і біохімічні процеси, які застосовуються при видаленні відходів і забруднюючих речовин з водного середовища
	Регулювання якості повітря	Рослинність (наприклад мангрові зарості), ґрунт (наприклад, водно-болотні угіддя) та водойми (наприклад океан), завдяки їх фізичної структури і мікробіологічному складу, поглинають забруднювачі повітря, такі як, наприклад, тверді частки, озон або двоокис сірки	Регуляція концентрації забруднювачів повітря в нижній атмосфері
	Захист прибережних зон	Природний захист прибережної смуги від затоплення та ерозії від хвилі, та підвищення рівня моря. Біологічні та геологічні структури, що формують прибережні біоценози, можуть зупинити рух води і, таким чином, стабілізувати процес накопичення відкладів або створити буферну захисну зону	Захист від повеней, посух, ураганів та інших небезпечних явищ. Крім того, запобігання ерозії узбережжя
	Регулювання клімату	Океан діє як збірник (і тільки як дуже незначне джерело) для парникових газів. Неорганічний вуглець розчиняється в морській воді, органічний формує первинну продукцію, є відсоток, який депонується, і відсоток, який поглинається	Регулювання парникових газів. Найбільш поширеними способами є розчинення, зберігання та поглинання двоокису вуглецю

Продовження таблиці 1.1

Класи послуг	ЕПМП	Опис компоненти	Загальне визначення екосистемної послуги
Регулюючі послуги	Регулювання погодних умов	Наприклад, вплив прибережної рослинності і водно-болотних угідь на вологість повітря і, врешті-решт, на точку насичення та формування хмар	Вплив екосистем та біоценозів на локальні погодні умови, такі як терморегуляція і відносна вологість
	Океанське живлення	Природні циклічні процеси, що ведуть до надходження біогенних речовин у морські води для продукції органіки Грунтоутворення може спостерігатися на границі певних водно-болотних угідь і мангрових заростей, залежно від гідродинамічних умов.	В наземних екосистемах це приводить до регулювання грунтоутворення і якості ґрунту
	Забезпечення життєвого циклу	Забезпечення ключових місць проживання, які використовуються для нересту, нагулу або як міграційні маршрути. Ці місця проживання та зв'язок між ними є критично важливими для успішного життєвого циклу видів. Ця послуга гарантує генетичне різноманіття або захист генофонду	Біологічне та фізичне забезпечення розмноження здорових і різноманітних видів
	Біологічний контроль	Контроль за патогенними організмами, особливо в аквакультурі; Біологічний контроль на поширенням трансмісивних захворювань людини; Контроль за потенційно інвазійними видами	Біологічний контроль за шкідниками, в основному пов'язаними з охороною рослинництва та тваринництва, які можуть вплинути на комерційну діяльність і здоров'я людини
Культурні послуги	Символічні та естетичні цінності	Прибережні громади завжди показують значний зв'язок із морем через місцеву ідентичність. Природними та культурними традиціями і релігією, люди пов'язані місцями мешкання у прибережній зоні. Прибережні й острові суспільства цінують існування і красу природних ресурсів та окремих видів рослин та тварин, таких як коралові рифи або морські ссавці	Почуття захвату і емоційне підняття від пейзажів, біоценозів або видів

Кінець таблиці 1.1

Класи послуг	ЕПМП	Опис компоненти	Загальне визначення екосистемної послуги
Культурні послуги	Рекреація та туризм	Привабливість морських екосистем зазвичай пов'язана із дикою природою, спортом, або красивими пейзажами і видами. Це може бути пов'язаним із прибережними заходами (наприклад купання, змагання, підводне плавання) та заходами на морі (наприклад, вітрильний спорт, рибальський спорт, тощо).	Можливості, які забезпечують природне середовище для відпочинку та розваг
	Когнітивні ефекти	Натхнення для мистецтва і практичної діяльності (наприклад, архітектурні роботи в стилі морської черепашки, медичних програм по виготовленню морських органічних сполук, тощо). Матеріал для досліджень та освіти (наприклад, відкриття нових видів на морських глибинах). Інформаційно - просвітницької діяльності (наприклад, повагу до природи через спостереження за морським диким життям).	Запуск психічних процесів, таких як отримання знань, розвиток, усвідомлення впливу природних ландшафтів або живих організмів

Цей список є результатом критичного аналізу та інтеграції різних класифікацій, виходячи з МА [15], ТЕЕВ [16], CICES [17] та морських пропозиції від Бомон et Al. [18].

Каскадна модель, що використана в [39], забезпечує базу для зв'язку між довкіллям та екосистемними послугами, вплив на благополуччя людини та впливом соціально-економічних систем на стан екосистем, і, таким чином, їхній потенціал для подальшого надання послуг [19]-[21].

Найбільш детально проаналізованими із ЕПМП є послуги, пов'язані із видобуванням продуктів харчування, насамперед за рахунок рибальства. Найбільш значними показниками екосистемних послуг щодо рибальства є наступні:

- Ємність: кількість та біомаса морських живих ресурсів, біорізноманітність риб, харчова структура, якість морепродуктів;
- Поток: улови, кількість діючих рибогосподарських суб'єктів.

- Користь: дохід від рибальства, робочі місця, спільноти, які залежать від рибальства.

В роботі [1] визначено наступні основні класи екосистем моря в межах Дії 5 Стратегії ЄС щодо біорізноманіття:

- перехідні води;
- прибережні води;
- шельфові води;
- води відкритого океану.

Класифікація морських екосистем спирається на виділення зон з різними глибинами і корелює з переважаючими типами морських природних середовищ, виходячи із Рамкової Директиви ЄС про морську стратегію і типізації морських оселищ, прийнятої в ЄС, відповідно до EUNIS і EUSeaMap. Використання класифікації екосистем, представленої в [1], пропонується в якості основи для зіставлення екосистем в Європейському масштабі шляхом порівняння екосистемних типів з EUNIS інформацією. Дані класи дозволяють виконати послідовну оцінку на європейському рівні за даними відповідно до місцевих національних та європейських шкал.

Індикатори регулювання морських екосистемних послуг базуються на даних якості морських вод, отриманих в результаті спостережень або моделювання і, таким чином показують співвідношення показників стану екосистеми і можливості надання екосистемних послуг. Існує велика кількість прогалин в даних, особливо для оцінки культурних екосистемних послуг.

1.2 Перелік екосистем північно-західного шельфу Чорного моря, що надають екосистемні послуги, відповідно до класифікації ЄС

Спрощена схема районів, для зручності здійснення вибірки даних з екологічних баз для оцінки стану морських екосистем району ПЗЧМ, відповідно [22], відображена на рисунку 1.2.

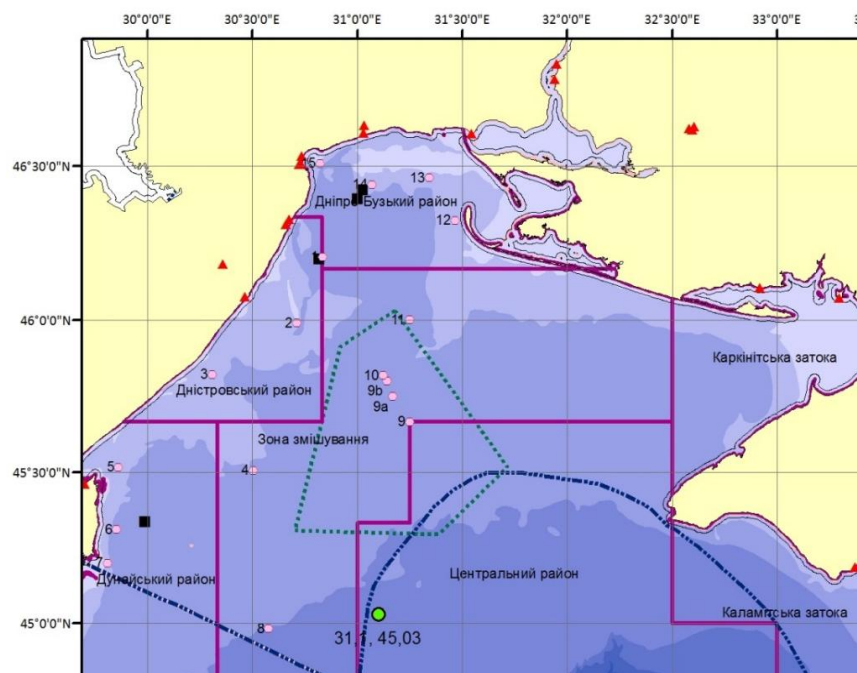


Рисунок 1.2 – Квазіоднорідні райони ПЗЧМ [22]

Таким чином за даними виконаного гідролого-гідрохімічного та географічного районування ПЗЧМ [22] виділяються сім екосистем які в більшій мірі пов'язані з планктонними організмами, п'ять з яких відносяться до прибережних, одна перехідна шельфова і одна обумовлена водами відкритого моря.

Екосистеми не є абсолютно непроникними і накладаються одна на одну як за масштабами, так і за об'єднаними ознаками сукупності однорідних показників, наприклад структури біогеоценозу, ландшафтної та геоморфологічної структури, або ступеню континентальності клімату.

Як відмічалось вже вище, що до прибережних морських екосистем слід віднести прибережні бухти, порти, протоки, естуарії, гирла річок, лимани, солоні марші та інше. Тому враховуючи це визначення, подалі добавимо відносно локальні екосистеми, які відносяться до поширених прибережних екосистем, що отримані за гідролого-гідрохімічним та географічним районуванням ПЗЧМ.

Загальний перелік морських екосистем ПЗЧМ наведено в табл. 1.2.

Таблиця 1.2 – Перелік морських екосистем які забезпечують основні екосистемі послуги

Умовний номер	Екосистема	Характеристика	Примітка
1	Дунайського району	Перехідна	
1.1	Дельти гирл Дунаю	Перехідна	Біосферний заповідник
1.2	Острову Зміїний	Острівна	Загально зоологічний заказник
1.3	Порту Усть-Дунайський	Прибережна	Природно-антропогенна
2	Дністровського району	Прибережна	
2.1	Тузовських лиманів	Прибережна	Природний парк
2.2	Дністровського лиману	Перехідна	
2.3	Порту Білгород-Дністровський	Перехідна	Природно-антропогенна
3	Дніпро-Бузького району	Прибережна	
3.1	Порту Чорноморськ	Прибережна	Природно-антропогенна
3.2	Порту Одеса	Прибережна	Природно-антропогенна
3.3	Порту Южний	Прибережна	Природно-антропогенна
3.4	Березанського лиману	Перехідна	
3.5	Дніпровсько-Бузького лиману	Перехідна	
3.6	Порту Очаків	Прибережна	Природно-антропогенна
3.7	Ягорлицької затоки	Прибережна	Біосферний заповідник
3.8	Тендрівської затоки	Прибережна	Біосферний заповідник
4	Каркінітської затоки	Прибережна	Ботанічний заказник
4.1	Джарилгацької затоки	Прибережна	
4.2	Порту Скадовськ	Прибережна	Природно-антропогенна
5	Каламітської затоки	Прибережна	
5.1	Озера Донузлав	Прибережна	Штучно змінена
5.2	Порту Євпаторія	Прибережна	Природно-антропогенна
5.3	Севастопольській бухти і порту	Прибережна	Природно-антропогенна
6	Зони змішування	Шельфова	Ботанічний заказник
7	Центрального району	Відкрите море	

Таблиця 1.3 – Список морських та прибережних екосистемних послуг відповідно до єдиної класифікації ЄС (умовні номери екосистем відповідають табл. 1.2)

[illegible]

1.3 Стан Чорного моря за дескрипторами Директиви ЄС про морську стратегію

Як було показано в [23] першим етапом побудови системи управління якістю морського середовища є проведення попередньої (базової) оцінки екологічного стану морського довкілля за індикаторами кожного з дескрипторів Директиви ЄС про морську стратегію.

Частково така оцінка була виконана у 2016 – 2018 рр. УкрНЦЕМ як в межах бюджетної тематики, так і в рамках міжнародних проектів, які фінансувались міжнародними організаціями та ЄС. В цьому підрозділі узагальнені результати оцінки екологічного стану північно-західної частини Чорного моря.

Екологічні наслідки антропогенного забруднення становлять цілий комплекс явищ, найбільш суттєві з яких – прогресуюча евтрофікація, накопичення хімічних токсикантів у різних компонентах екосистеми, зниження біологічної продуктивності, мікробіологічне забруднення прибережних вод.

Масовий розвиток деяких видів планктонних водоростей іноді сягає сили «червоних припливів», коли їх концентрація в поверхневому шарі води перевищує на 15 г/м^3 до 20 г/м^3 . При цьому угруповання зоопланктону, що розвивається в зонах такого «червоного припливу», як правило, не в змозі спожити і переробити масу органічних речовин, що продукує фітопланктон. Надлишок неспоживаної зоопланктоном органічної речовини водоростей накопичується в товщі води і біля дна, створюючи загрозу вторинного органічного забруднення.

Вилови риб засвідчують істотні зміни у їх видовому складі. Значно збільшилася питома вага дрібної риби. При зниженні уловів осетрових, скумбрії, пеламиди, лосося домінуючого значення набуває шпрот, хамса, ставрида, які становлять більше 80 % загального вилову. Тепер через низьку

чисельність припинено промисловий вилов саргача, камбали-калкану, луфаря, а такі промислові види, як осетр атлантичний, скумбрія зовсім зникли зі складу іхтіофауни Чорного моря. Причини зменшення запасів – погіршення якості екосистем, природна смертність, тиск хижаків та перепромисел. Крім того, при поступовому зменшенні вилову цінних видів риби зростає вилов менш цінних, але таких, що служать кормовою базою для цінних видів.

У зв'язку із забрудненням морів різко погіршилися можливості господарського і рекреаційного використання узбережжя. Крім збитків для рибогосподарської галузі, антропогенна евтрофікація морських вод спричиняє великі втрати в інших галузях економіки та соціальної сфери. За експертними оцінками, економічні збитки від порушення стану довкілля української частини Азовського і Чорного морів становлять щорічно 1,7 млрд. грн. [24]-[38].

Для побудови ефективної системи управління якістю морського довкілля відповідно до вимог MSFD необхідно виділити квазіоднорідні райони, характеристики яких залежать від відомих факторів впливу як природного, так і антропогенного походження. В роботі [31] в межах акваторії ПЗЧМ виділено 7 таких квазіоднорідних районів для найбільш обширної акваторії чорноморського шельфу – північно-західної частини Чорного моря. Окремо були виділені одномильні зони прибережних вод відповідно до Водної рамкової Директиви ЕС. Дане районування наведено на рис. 1.2. Окремо виділена акваторія глибоководної зони Чорного моря, яка відокремлюється ізобатою 200 м.

В роботі [39] наведено аналіз екологічного стану Чорного моря як за показниками біорізноманіття, так і стану морського середовища. Якщо розглянути через призму дескрипторів кожен із виділених квазіоднорідних районів, то побачимо що просторовий розподіл екологічного статусу в межах ПЗЧМ є неоднорідним по квазіоднорідним районам, виділеними у [31].

Визначений екологічний статус для кожного з регіонів для визначених дескрипторів наведено у табл. 1.4.

Таблиця 1.4 – Екологічний статус для квазіоднорідних регіонів ПЗЧМ (сірим виділені клітки, для яких екологічний статус на теперішній час не визначено)

Дескриптор	Дніпро – Бузьський	Дністровський	Дунайський	Зона змішування	Центральний район
D1 – Біологічна різноманітність					
D2 – Види вселенці					
D3 - Промислові види					
D4 - Харчові ланцюги					
D5 - Евтрофікація					
D6 – Донні біоценози					
D7 – Гідрофізичні характеристики					
D8 - Забруднення					
D9 – Забруднення риби та морепродуктів					
D10 – Морське сміття					
D11 – Енергетичне забруднення					
Загальна оцінка					

Як видно з таблиці загальна оцінка для кожного з регіонів, яка визначалась як найгіша із всіх відповідає класу «дуже погано». Необхідно відзначити, що оцінка зроблена за даними експедиції, яка була проведена в травні 2016 р. в межах проекту EMBLAS II. Зрозуміло, що протягом року стан може змінюватись, тобто для оцінки потрібно було б кожного тижня або місяця здійснювати увесь комплекс спостережень. На теперішній час, це є неможливим з огляду на необхідні фінансові затрати на експедиційні дослідження. Метод математичного моделювання є тим базисом, який може допомогти оцінити стан морської екосистеми у випадку відсутності регулярних спостережень.

1.4 Фактори впливу на стан морських екосистем

На екологічний стан вод мілководного шельфу і їх гідрологічний, гідрохімічний і біологічний режим значно впливають атмосферні процеси, які обумовлюють формування режиму вітру, температури повітря, атмосферних опадів, стоку річок і відповідно режиму температури, солоності вод і течій.

В сучасний період, як вже відмічалось в багатьох роботах і зокрема в [40], коливання клімату у Азово-Чорноморському басейні характеризується підвищенням середньої річної температури повітря, що добре виявляється за даними багаторічних спостережень (1866-2016 рр.) Одеської обсерваторії, відображено на рисунку 1.3.

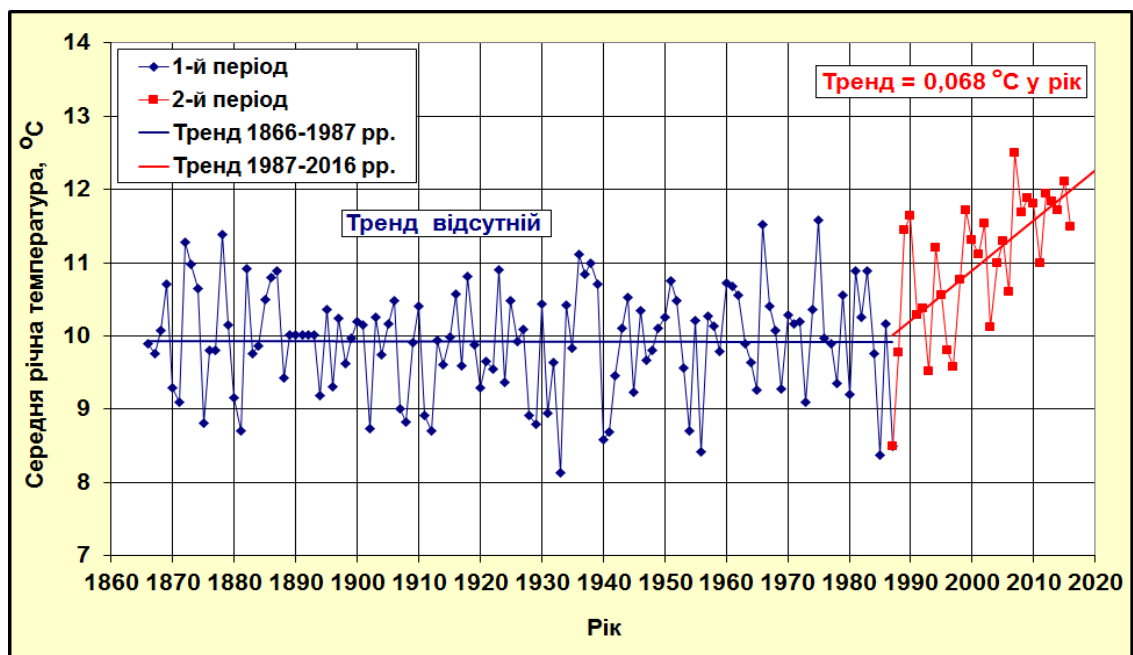


Рисунок 1.3 – Багаторічна мінливість середньої річної температури повітря на ПЗШ ЧМ в Одесі

У 2016 р. середня річна температура повітря була на 1,34 °C вище відносно середньої кліматичної (1866-2016 рр. 10,15 °C). В річному ході підвищені значення температури повітря з перевищенням середніх місячних кліматичних значень спостерігались у лютому-квітні і в період з червня по

вересень. В лютому ($T = 4,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) і квітні ($T = 11,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) середня місячна температура майже досягала екстремальних значень за багаторічний період, відповідно, в лютому $4,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ – 2002 р. і в квітні $11,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ – 2013 р., що відображено на рисунку 1.4.

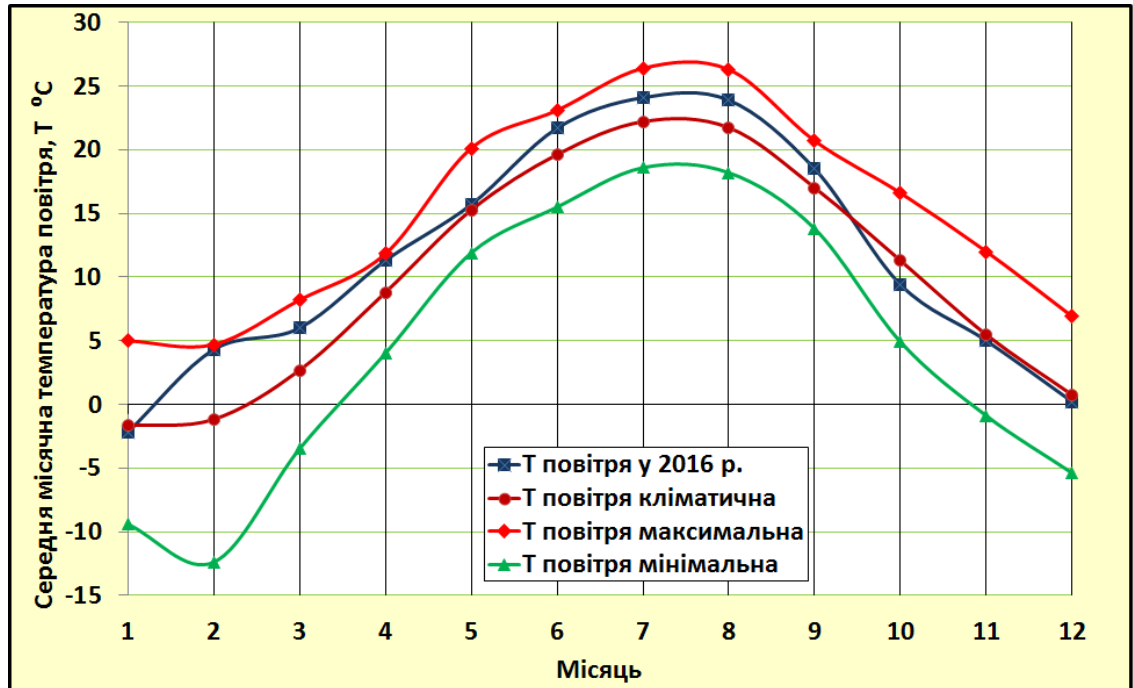
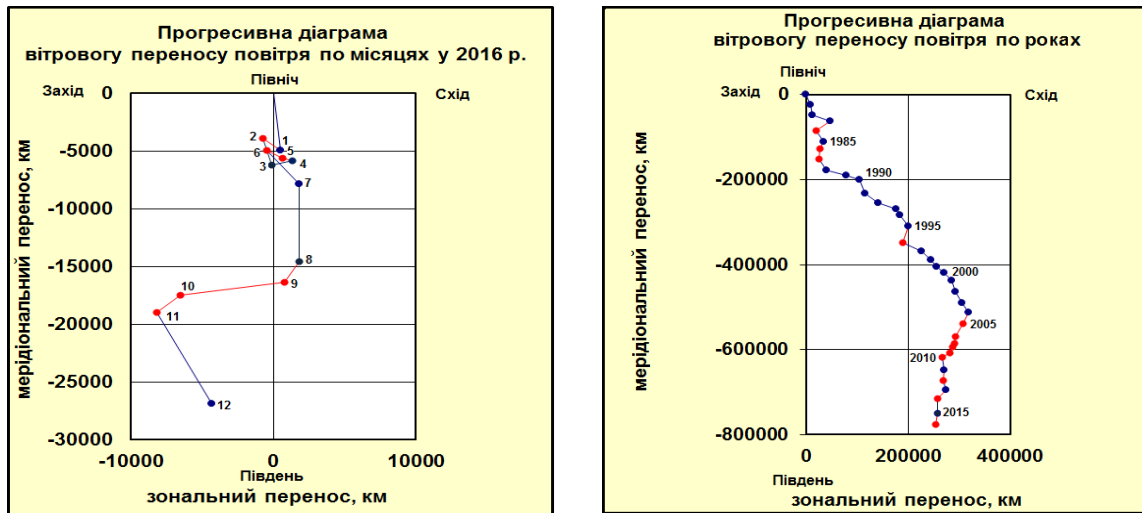


Рисунок 1.4 – Річний хід середньої місячної температури повітря на шельфі ПЗШ ЧМ у 2016 р.

В 2016 році переважала меридіональна складова вітрового переносу повітряних мас, але в окремі місяці мали перевагу як північно-західні, так і північно-східні вітри. В цілому за рік сумарний перенос повітряних мас спостерігався з півночі до півдня. Такі умови в режимі вітру відмічаються в сучасний період з 2011 року, відображено на рисунку 1.5.

В багаторічній мінливості переносу повітряних мас також спостерігається тенденція до зменшення середньої річної швидкості, визначеної за векторними складовими, відображено на рисунку 1.6. У 2016 р. середня швидкість переносу повітряних мас $0,86\text{ м/с}$ була на рівні середнього багаторічного значення розрахованого за період 1981-2016 рр., яке складає $0,87\text{ м/с}$. Послаблення сили вітру в українському секторі Азово-

Чорноморського басейну за даними спостережень в сучасний період відмічалось і в роботі [41].



а

б

а) 2016 р.; б) 1981-2016 рр.

Рисунок 1.5 – Прогресивна діаграма місячного переносу повітря у 2016 р. і річного переносу повітря в 1981-2016 рр.

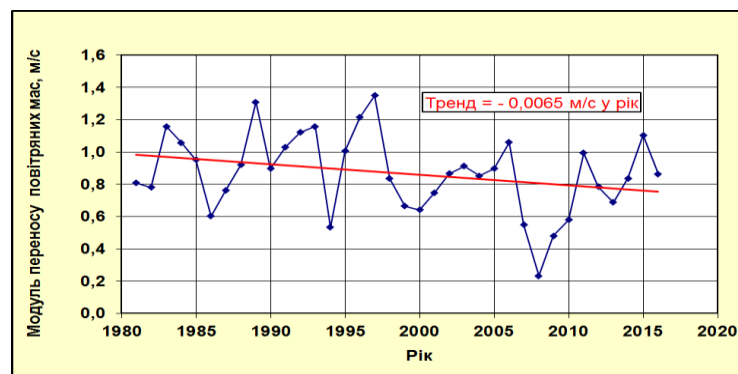
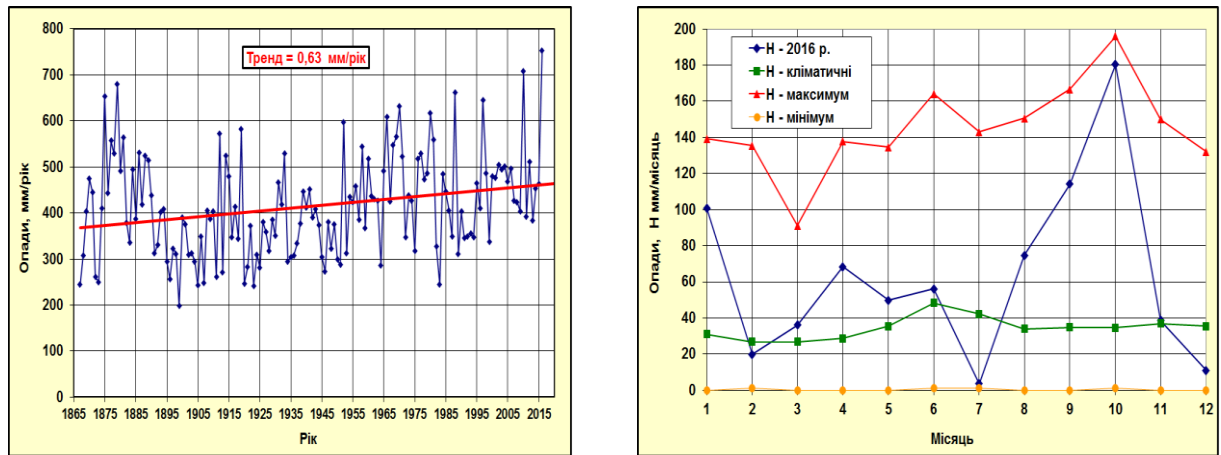


Рисунок 1.6 – Багаторічна мінливість середньої річної швидкості переносу повітряних мас

Атмосферні опади у 2016 р. за даними Одеської обсерваторії досягали в Одеському регіоні максима 752,7 мм за період спостережень починаючи з 1867 р. За багаторічними даними спостерігається тенденція до підвищення річної суми опадів 0,63 мм/рік, відображено на рисунку 1.7. У річному ході

опадів, що перевищували суми місячної кількості 100 мм, відмічались у 2016 р. в січні, вересні і жовтні, при максимумі 180,2 мм у жовтні.



а

б

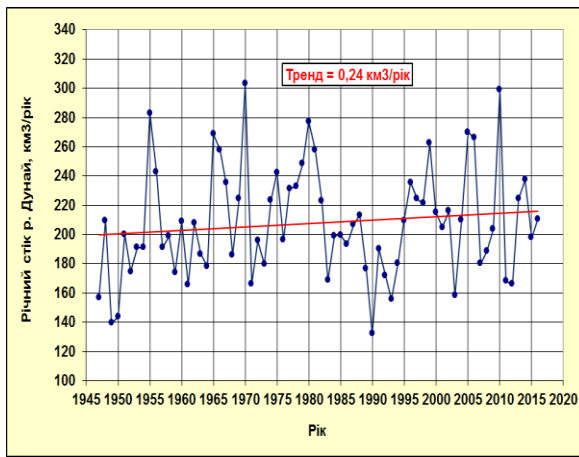
а) мінливість річної суми атмосферних опадів;

б) мінливість місячної суми атмосферних опадів.

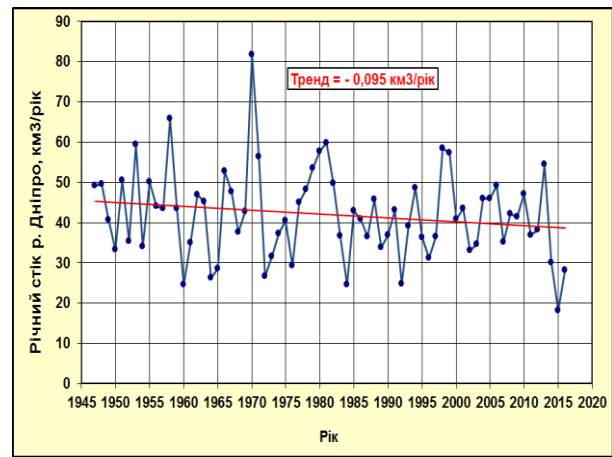
Рисунок 1.7 – Мінливість річної суми атмосферних опадів у період 1867-2016 рр. і місячної суми атмосферних опадів в 2016 р.

На режим солоності вод ПЗШ ЧМ значно впливає річковий стік, який складає в цьому районі понад 79 % від сумарного стоку річок ЧМ. При цьому при середньому стоці річок ПЗШ ЧМ біля 252,5 км³/рік на долю Дунаю припадає понад 82 %.

Річний стік найбільш повноводних річок ПЗШ ЧМ у 2016 р. був трохи підвищеним в Дунаї на 2,6 км³ відносно середнього багаторічного стоку 1947-2016 рр. і значно пониженим на 12,3 км³ у Дніпрі. В цілому річний стік Дніпра і Дунаю виявляє слабкий зв'язок з коефіцієнтом кореляції 0,42 (при 99 % рівні значимості 0,26), але тенденції їх різні. Якщо річний стік Дунаю проявляє тенденцію до підвищення, приблизно 0,24 км³/рік, то стік Дніпра має незначну тенденцію до зменшення стоку - 0,095 км³/рік, що відображено на рисунку 1.8.



а

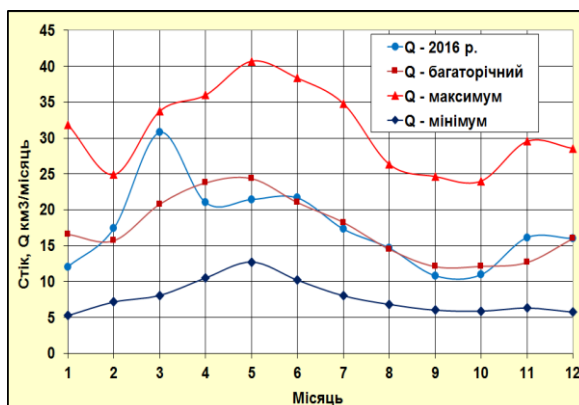


б

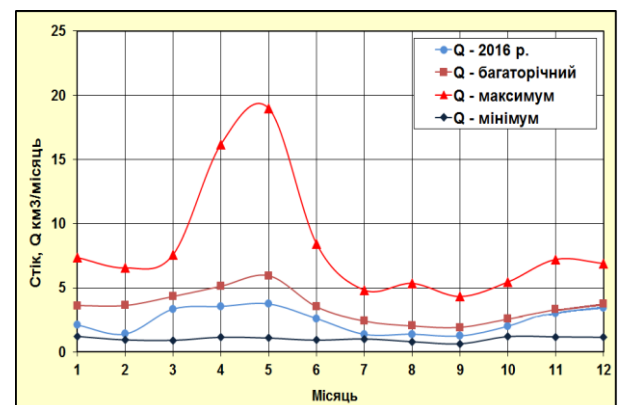
а) Дунай; б) Дніпро.

Рисунок 1.8 – Багаторічна мінливість річного стоку річок Дунай і Дніпро

В 2016 р. максимум паводкового стоку вод Дунаю відмічався в березні, а Дніпра відповідно багаторічній кліматичній характеристики – в травні. Стік Дунаю в березні $30,8 \text{ км}^3$ значно перевищував середнє багаторічне значення цього місяця $20,8 \text{ км}^3$. В інші місяці 2016 р. стік Дунаю коливався близько до багаторічних значень, а стік Дніпра на протязі усього року був менше середніх місячних багаторічних характеристик, що відображено на рисунку 1.9.



а



б

а) Дунай; б) Дніпро.

Рисунок 1.9 – Річний хід мінливості стоку річок Дунай і Дніпро

Відповідно стоку річок і вітрового режиму, середня річна солоність поверхневих вод в Одеській затоці ПЗШ ЧМ була менше (на 1,12 ‰) відносно середнього багаторічного значення 14,45 ‰ за даними спостережень гідрометеорологічної станції Одеса порт 1948-2016 рр. В річному ході понижені середні місячні значення солоності води в Одеській затоці спостерігались на протязі усього року, зокрема грудня при переважанні північно-західного напрямку вітру. Значно понижена середня солоність води, відносно багаторічних показників, на 3,1 ‰ і 2,3 ‰ спостерігалась в червні і липні відповідно.

В багаторічній мінливості визначається деяка тенденція до зниження середньої річної солоності води – 0,02 ‰ у рік, відповідно до тенденції підвищення стоку Дунаю, відображено на рисунку 1.10.

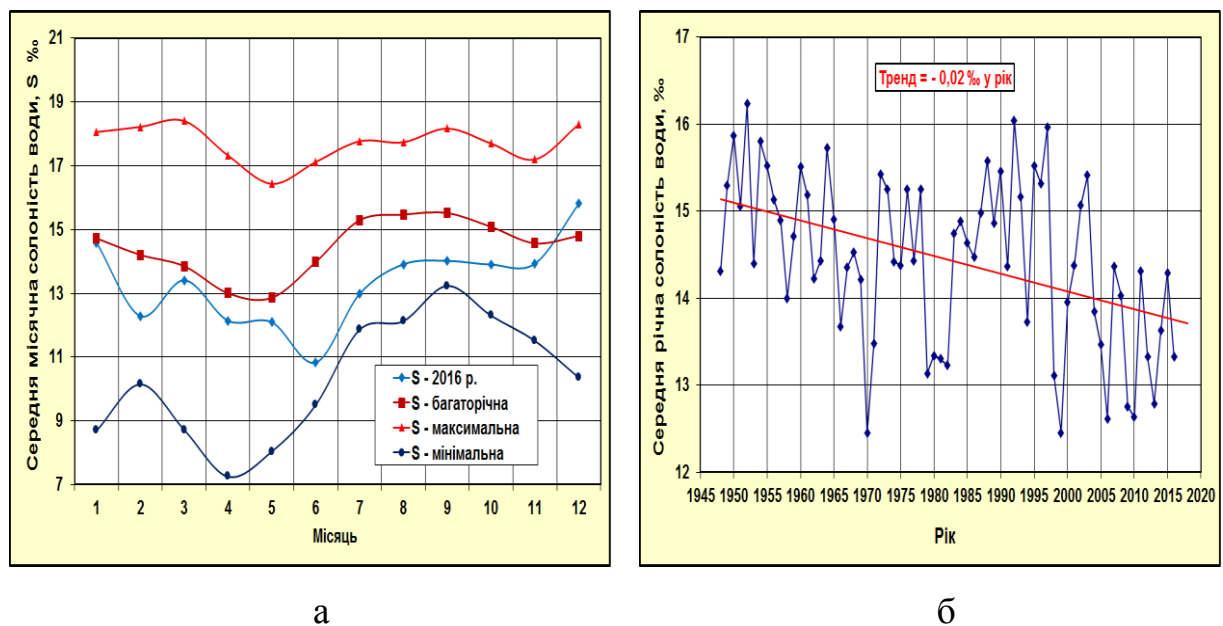


Рисунок 1.10 – Мінливість середньої місячної солоності вод Одеської затоки в 2016 р. і середньої річної солоності в період 1948-2016 рр.

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 1.11, містить інформацію щодо показників антропогенного навантаження від прибережних областей [42]. 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 %).

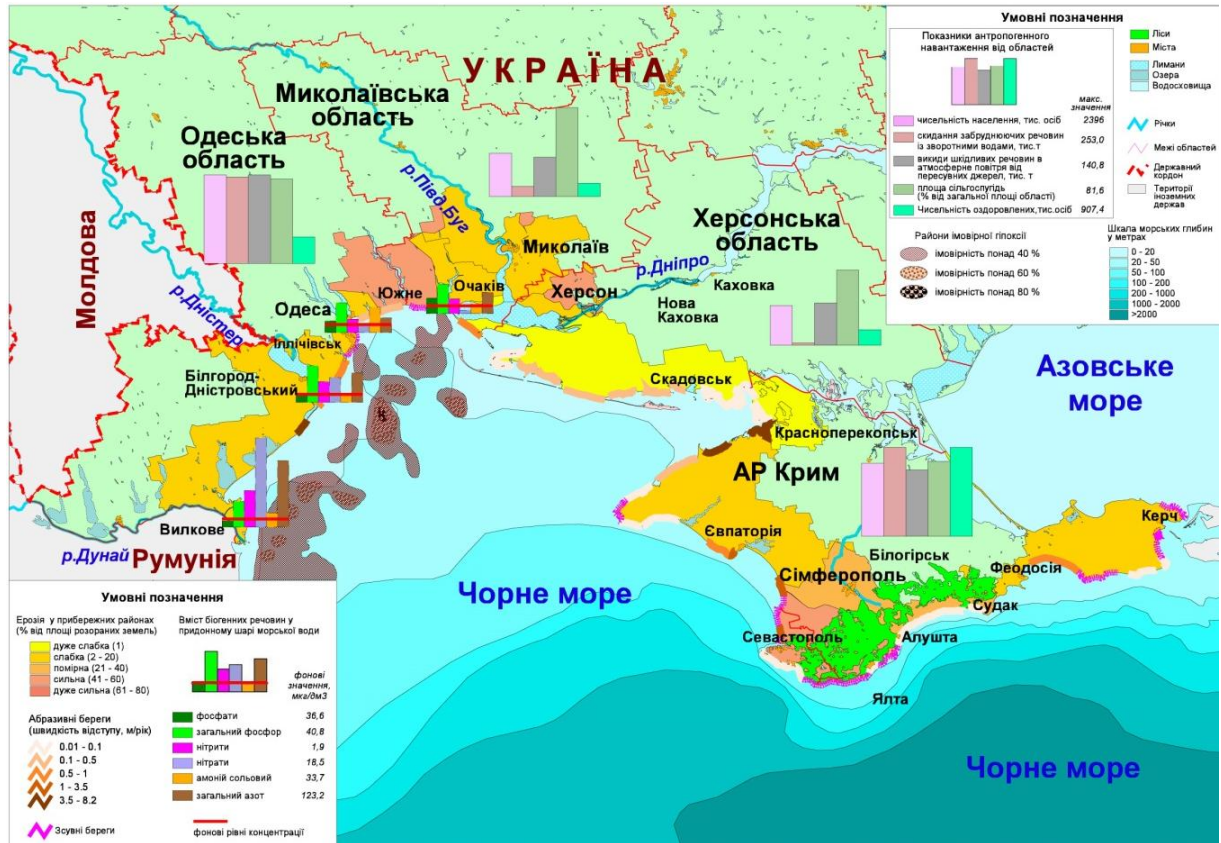
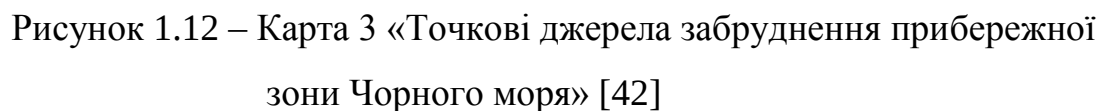


Рисунок 1.11 – Карта «Антропогенне навантаження у прибережній зоні Чорного моря» [42]

Карта «Точкові джерела забруднення прибережної зони Чорного моря», що представлена на рисунку 1.12, 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, нітроти, нітрати, фосфати, фосфор загальний, БПК-5. Мапа містить данні щодо вмісту важких металів у тканиях мідій за показниками: ртуть, кадмій, миш'як,



Згідно міжнародних вимог щороку Україна звітує Чорноморській Комісії по 10 офіційним «гарячим» точкам представлені на рисунку 1.13, які були визначені ще у 1996 році. Чотири з них – СБО «Північна», СБО «Південна», порт «Південний» та Чорноморськ – знаходяться в Одеській області. Дані за останні три роки по цим об'єктам представлені в табл. 1.5.

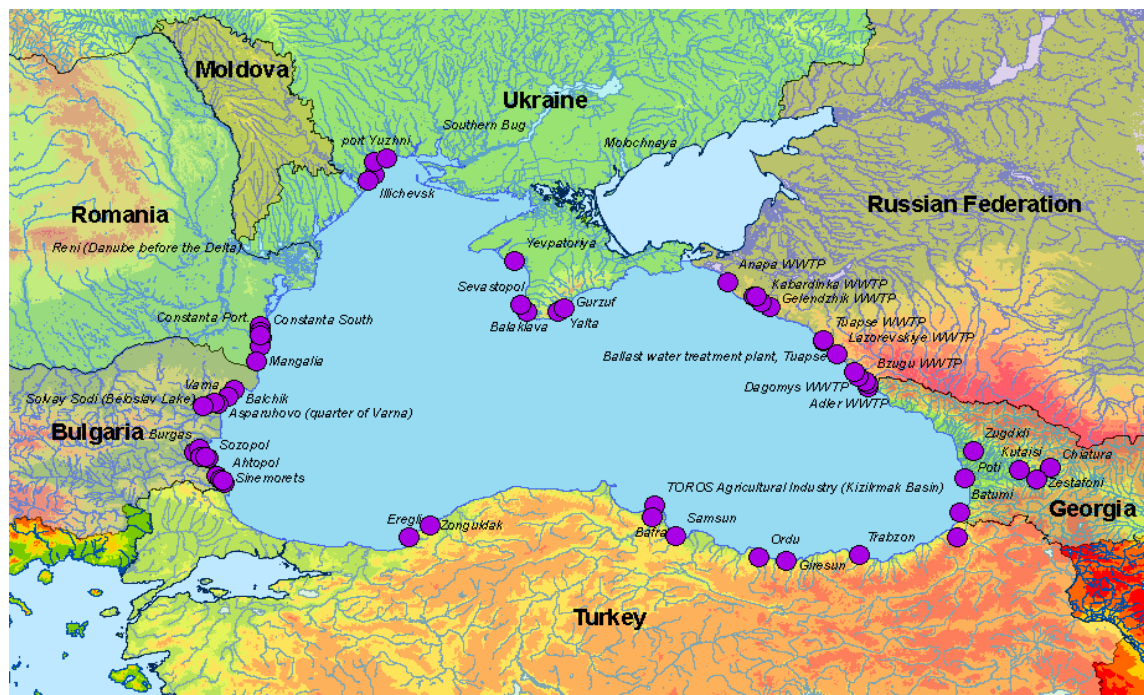


Рисунок 1.13 – Карта «гарячих» точок, за якими Україна та інші чорноморські країни звітують до Чорноморської Комісії

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.

Відповідно до рекомендацій Робочої групи ЄС з інформаційного забезпечення MSFD [43] є необхідним запровадити 20 підпрограми спостережень державного морського екологічного моніторингу відповідно до 11 дескрипторів MSFD, наведені у таблиці 1.5. Деякі з них можуть бути об'єднані.

Таблиця 1.5 – 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 дампу				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. 1.6 наведений перелік кодів та назв програм спостережень відповідно до дескрипторів MSFD

Таблиця 1.6 – 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 1.7.

Таблиця 1.7 – 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

Кінець таблиці 1.7

№	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 ПОНЯТТЯ СТІЙКОСТІ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

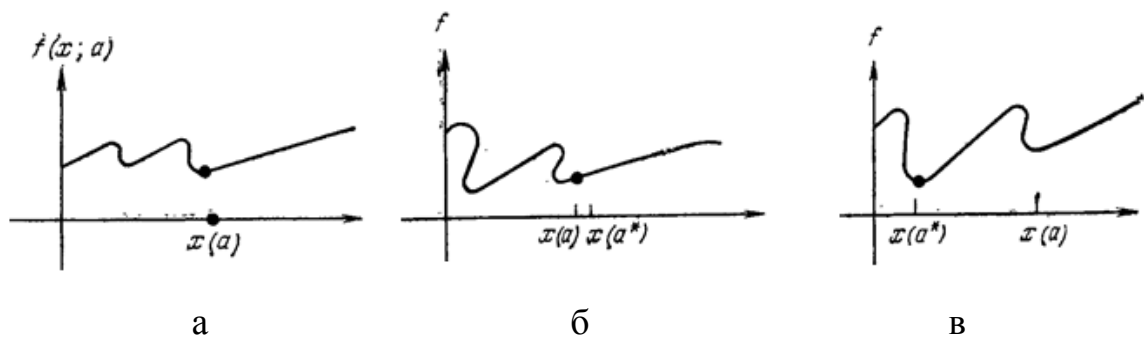
2.1 Ентропія і потенційна функція

При вивченні системи з більш «цілеспрямованої», або інформаційно-теоретичної, точки зору опис системи дається на мові ентропії і потенційних функцій. За аналогією з класичною механікою і теорією поля можна розглядати реакцію системи на зовнішній вплив як динамічна зміна стану системи, в процесі якого вона прагне мінімізувати деяку потенційну функцію, Залежно від конкретного виду системи і прийнятих припущень така динаміка може бути локальною в сенсі руху системи до відносного мінімуму, найближчого до поточного стану, або глобальної в сенсі руху до абсолютного (глобальному) мінімуму відповідної потенційної функції, що представлено на рис. 2.1.

Наближено опис динамічного процесу на мові потенційних функцій включає такі складові:

- простір станів (фазовий простір) X ,
- набір входних функцій Ω ,
- гладке відображення $f : X * \Omega \rightarrow R$,

де R є простір дійсних чисел. При цьому передбачається, що система веде себе так, що при фіксуванні вході в $\omega \in \Omega$ її бачимо стан відповідає локальному мінімуму функції f .



а) основна ідея;

б) рух до локального мінімуму;

в) рух до глобального мінімуму;

$x(a)$ – початкове положення системи, де a – внутрішній параметр;

f – потенційна функція.

Рисунок 2.1 – Опис системи за допомогою потенційної функції

Заміна параметра a на a^* призводить до зміни положення мінімуму функції f .

Використання потенційних функцій для опису добре вивчених фізичних систем виявилось вельми вдалою альтернативою внутрішніх описів. Успішне застосування такого підходу в класичній фізиці обумовлено існуванням непорушних варіаційних принципів, таких як принципи Гамільтона, Ферма і Даламбера. У більшості випадків внутрішній опис фізичного процесу на мові потенційних функцій природним чином впливає з опису за допомогою потенційних функцій в силу рівнянь Гамільтона-Якобі і Ейлера-Лагранжа.

З описом системи мовою потенційних функцій тісно пов'язана ідея опису поведінки систем за допомогою ентропії. Як відомо з класичної термодинаміки, ентропія є мірою безладдя, існуючого в даній фізичній системі. Мірою впорядкованості системи є негативна ентропія, або негентропії. В основі опису динамічного процесу за допомогою ентропії лежить припущення про перетворення системою негентропії входу в інформацію. Це означає, що всі замкнуті системи змінюються таким чином,

що мінімізують зміна ентропії. Таким чином, стає очевидним зв'язок між описами на мові потенційних функцій і ентропії.

Щоб показати спільність описів в термінах ентропії, перерахуємо основні аксіоми релятивістської теорії інформації, розвиненою Джюмері для динамічних процесів.

Аксіома 1. Система Σ є частиною деякої всесвіту U і розвивається тільки остільки, оскільки вона переслідує деяку мету u .

Аксіома 2. Для досягнення мети u система Σ сприймає інформацію I з навколишнього середовища і використовує цю інформацію для перебудови власної організації (внутрішньої структури) a , в результаті якої збільшилася б негентропії n , і для здійснення впливу A на навколишнє середовище.

Аксіома 3. (Принцип еволюції) Структурна ентропія E системи Σ визначається співвідношенням

$$dE = \frac{dI}{n} \quad (2.1)$$

і є неубутною функцією еволюції Σ .

Аксіома 4. Всесвіт U не може спостерігати власну еволюцію.

У силу цих аксіом рівняння стану системи має вигляд:

$$f(H_e, H_i, u) = 0, \quad (2.2)$$

де H_e – зовнішня ентропія системи Σ по відношенню до фіксованого спостерігачеві R , H_i – внутрішня ентропія системи Σ по відношенню до спостерігача R , u – мета системи Σ з точки зору спостерігача R . При такому підході до опису системи спостерігач відіграє особливу роль, причому особливий улар робиться на кінематичний підхід, заснований на аналогах перетворення Лоренца для двох спостерігачів R і R' .

Аналізуючи рівняння стану, можна помітити, що знання функції f дозволяє обчислити структурну ентропію E системи за допомогою співвідношення

$$dI = \alpha dH_e + \beta dH_i, \quad (2.3)$$

описує обмін інформацією, де α і β – деякі постійні [44].

2.2 Поняття «стійкість» в біологічних системах

Як показують дані спостережень, зміни в морських біоценозах відбуваються під впливом як природних, так і антропогенних факторів. Здатність біологічних систем протистояти факторам, що впливає на них, називають «стійкістю» або «стабільністю».

У визначенні «стійкість» виділяють кілька груп вимог до біологічних систем.

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 абсолютно строго. Але вся справа в тому, що 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. Однак і в математичній теорії стійкості існують різні визначення цього поняття – це вже інше питання. Зазвичай кажуть про стійкість деяких рішень системи рівнянь, тобто про стійкість того чи іншого стану системи або про стійкість (стабільності) того чи іншого режиму її функціонування. Наприклад, можна вважати, що співтовариство або екосистема стійка, якщо траєкторія її моделі у фазовому просторі не буде виходити за межі заданої обмеженої області при деяких збурюваннях досить широкого спектра. Подібне визначення відповідає інтуїтивним уявленням екологів і іноді є достатнім для них. Гносеологічно такий підхід цілком виправданий, бо аналіз стійкості моделі дозволяє формувати різні гіпотези про закономірності функціонування модельованого об'єкта, наявність або відсутність яких у реальності дає підставу судити в тому числі і про адекватність моделі.

Принциповою альтернативою даному підходу є підхід, заснований на спробах пов'язати стійкість співтовариства з якої-небудь іншої реально (і досить просто) вимірюваної його характеристикою. Серед екологів вважається майже аксіомою, що більш складні за своєю структурою, більш багаті за кількістю вхідних в них видів спільноти і більш стійкі. Мабуть, це пояснюється наступним. Різні види порізноmu пристосовані до змін навколишнього середовища. Тому широкий набір видів може реагувати на різноманітні зміни зовнішнього середовища успішніше, ніж співтовариство, що складається з малого числа видів, а отже, перший стійкіші, стабільніші другого. Ймовірно, цим і зумовлено використання різних заходів видового різноманіття (зокрема, інформаційної ентропії або деяких її аналогів) як характеристики стійкості спільноти. Найбільш популярна інформаційна міра різноманітності (по Шеннону)

$$D = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i, \quad p_i = \frac{N_i}{N}, \quad N = \sum_{i=1}^n N_i. \quad (2.4)$$

Тут n – число видів у співтоваристві, N_i – чисельність i -го виду. Або дещо інша міра:

$$D_1 = 1 - \sum_{i=1}^n \frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)}. \quad (2.5)$$

Можна показати, що D_1 – це ймовірність того, що при випадковій вибірці по два з сукупності N індивідуумів вони не будуть належати одному і тому ж виду. При великих N і досить рівномірному розподілі за видами $D_1 \sim D$. Справді,

$$D_1 = \frac{N}{N-1} \left(1 - \sum_{i=1}^n p_i^2 \right) \simeq 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2 = \sum_{i=1}^n p_i (p_i - 1) \simeq - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i. \quad (2.6)$$

так як $p_i - 1 \sim \ln p_i$. Пропонувалися і інші визначення міри стійкості (тобто, що використовують запропоновану Р. Фішером міру інформації), але всі вони по суті справи, використовують поняття, спочатку виникли у фізиці чи теорії інформації.

Логічно припустити, що в стані рівноваги співтовариство максимально стабільно і, отже, має володіти максимальним різноманітністю. Але, як легко показати, цьому відповідає така структура співтовариства, при якій особини будь-яких видів зустрічаються з однаковою частотою (max D досягає при

$= 1/n$), – всі види однаково рясні, немає домінуючих видів, в співтоваристві не існує кількісної ієрархії. Але спостереження над реальними спільнотами (зокрема, над найбільш природно виділяються елементарними складовими біосфери – біогеоценозами) говорять зовсім про інше – більшість досить довго існуючих (а значить, і стійких) спільнот містить домінуючі види, які здійснюють основну роботу з переробки речовини і енергії в співтоваристві, тобто спільноти мають ієрархічну структуру. Це наводить на думку, що використання в якості міри стійкості спільноти його різноманітності не зовсім виправдано.

Зауважимо однак, що в багатьох лабораторних (і не тільки лабораторних) спільнотах на ранніх стадіях їх еволюції при русі до рівноважного стану спостерігається збільшення різноманітності (збільшення D). Мабуть, ця міра все ж якоюсь мірою характеризує співтовариство; більше того, вона, по всій ймовірності, може навіть характеризувати його стійкість, але не всюди, а лише на ранніх стадіях еволюції.

Причина цих парадоксів, швидше за все, у формальному застосуванні моделей фізики і теорії інформації до систем, до яких вони незастосовні. Як больцманівська ентропія в статистичній фізиці, так і інформаційна ентропія в теорії інформації мають сенс лише для ансамблів з слабо взаємодіючих

частинок або яких-небудь інших об'єктів. Введення ентропійної заходи для таких множин цілком обгрунтовано. Але як тільки ми маємо справу з системами, елементи яких сильно взаємодіють між собою, ентропійна міра незадовільна. А біологічні спільноти, де конкурентні взаємини найбільш сильно проявляються поблизу положення рівноваги і вся структура яких в основному визначається не характеристиками, властивими власне увазі, а характеристиками міжвидових взаємовідносин, являють собою саме системи з сильними взаємодіями [45].

З цієї точки зору зрозумілі удачі в застосуванні ентропійних заходів на ранніх стадіях еволюції спільнот. Вся справа в тому, що на цих стадіях, далеко від положення рівноваги, конкуренція ще слабка, конкурентні тиску малі, і спільнота цілком може розглядатися як система зі слабкими взаємодіями.

Як видно з усього сказаного вище, на питання про причинно-наслідкового зв'язку між різноманітністю співтовариства і його стійкістю не можна відповісти однозначно. Добре говорить про це Ю. Одум: «Слід вирішити, являє собою різноманітність тільки «приправу» до життя або воно необхідне для довгого життя всієї екосистеми, до якої входять і людина, і природа».

Досі ми ніяк не визначали, що таке стійкість співтовариства, обмежуючись лише інтуїтивним розумінням (з цієї причини ми використовували поняття «стійкість» і «стабільність» як еквівалентні). Але якщо ми хочемо рухатися далі, то нам необхідно дати цьому поняттю формальне (і в той же час конструктивне) визначення [46].

Ми будемо говорити, що співтовариство стійке, якщо стійке деяке нетривіальне позитивне рішення системи диференціальних (різницевих, диференційно-різницевих і т. д.) рівнянь, що є моделлю цього співтовариства. Надалі нас буде цікавити, в основному, стійкість тільки стаціонарних рішень, причому таких, для яких чисельність жодного з видів не дорівнює нулю або нескінченності. Ці рішення ми будемо називати

нетривіальним рівновагою (а часто і просто рівновагою) спільноти. З стійкості таких рішень слід збереження числа видів у співтоваристві (зворотне, взагалі кажучи, не обов'язково). Таким чином, ми формалізували одне з екологічних визначень стійкості. Цілком природно, що виключення одного або декількох видів з співтовариства можна інтерпретувати як порушення його стійкості. Решта видів можуть утворити стійке співтовариство, але воно вже буде іншим.

2.3 «Екстремальні» принципи екологічних систем

В математичній екології з'явилася тенденція до формулювання основних динамічних закономірностей популяцій і співтовариств у вигляді деяких «екстремальних» принципів. Це можна пояснити, мабуть, прагненням до більш лаконічного і витонченого опису, з одного боку, і одвічної телеологічна нашого мислення, з іншого. Хоча навряд чи можна припустити наявність мети, до якої прагне популяція або співтовариство, проте наша гіпотеза (що носить чисто службовий характер) про те, що така мета існує, найчастіше дозволяє поглянути на різноманіття екологічних механізмів та їх проявів з якоїсь єдиної точки зору. Мабуть, першою спробою такого роду була гіпотеза А. Лотки 1922р. про те, що еволюція екосистем відбувається у бік збільшення сумарного потоку енергії через екосистему, причому в рівновазі цей потік досягає максимуму (звичайно, з урахуванням різних обмежень). Лотка навіть запропонував назвати це твердження «четвертим законом термодинаміки» [47]. У 1930 р. Р. Фішер сформулював так звану «фундаментальну теорему природного відбору». Для панмікτικής менделевской популяції, спадкування в якій визначається одним поліаллельним локусом, було показано, що середня пристосованість популяції в постійній середовищі прагне до максимуму, причому швидкість

цього прагнення пропорційна характеристиці генного різноманіття популяції – генної дисперсії [48]. У 50-х роках, починаючи з робіт Р. Маргалефа і Р. Мак-Артура, виник справжній інформаційний бум в екології. Ми вже зупинялися (див. Вступ) на такій характеристиці співтовариства, як різноманітність, в якості одного із заходів якого широко використовувалася інформаційна ентропія. У численних роботах постулювалось, що в найбільш стійкому співтоваристві досягається максимум ентропії. Пізніше з'ясувалося, що ця закономірність далека від тієї спільності, яка їй приписувалася. Після Ю. Одума, що приніс в експериментальну і теоретичну екологію енергетичний метод опису екосистем, з'явилася нова гіпотеза Маргалефа 1968 р. про еволюцію екосистем. Вона полягає в наступному.

Нехай M – питома сумарна біомаса всіх видів у співтоваристві, виражена в одних і тих же одиницях (наприклад, енергетичних) на одиницю площі, а P – питома продукція співтовариства, тобто швидкість утворення нової біомаси цих видів , виражена в тих же одиницях на одиницю площі в одиницю часу. Тоді відношення $\Pi = P / M$, яке називають швидкістю спільного енергетичного кругообігу екосистеми , в процесі її еволюції прагне до мінімуму. Величину Π , зворотну Π , називають ефективністю екосистеми. Отже, екосистема еволюціонує до стану з максимальною ефективністю. Маргалефа також стверджує, що ця ефективність може бути досягнута тільки в системах з великим показником різноманітності [49].

В 1971 р. Г. Одум сформулював принцип, який відрізняється від принципу Лотки тільки тим, що замість максимізації потоку енергії в ньому потрібно максимізація потужності.

Всі величини, що входять у формулювання цих гіпотез, можуть бути виміряні в реальних екосистемах, і отже, вони допускають експериментальну перевірку, але тільки в тому випадку, коли ми знаємо повну топографію цих «енергетичних» поверхонь (потужність, ефективність) у фазовому просторі системи та повну топографію її фазових траєкторій. Тоді ми можемо порівнювати різні траєкторії по енергії, потужності або ефективності.

Більш простим є спосіб, при якому з екстремального принципу ми отримуємо добре відомі динамічні рівняння, виведені з зовсім інших міркувань (наприклад, вольтерровські рівняння, отримані з балансових співвідношень і деяких інших правдоподібних гіпотез). Можливий і інший підхід, коли з динамічних рівняннi ми отримуємо співвідношення, які можна інтерпретувати як екстремальні принципи [46].

2.4 Поняття стійкості в теорії математики

Стійкістю і нестійкістю характеризуються не тільки стану рівноваги, але будь-які фазові траєкторії. 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 нарастає. Якщо мале початкове зрушення не тільки не нарастає, 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.

Стійкість руху по Пуассону припускає, що відповідна фазова траєкторія при $t \rightarrow \infty$ не покидає обмеженою області фазового простору. Перебуваючи в цій області нескінченно довго, вона неминуче буде повертатися в як завгодно малу околиця початкової точки. Часи повернення можуть відповідати періоду або квазіперіоду при регулярному русі, а можуть являти собою випадкову послідовність, якщо рішення відповідає режиму динамічного хаосу.

Іншими словами: стаціонарний стан називається стійким, якщо малі відхилення не виводять систему занадто далеко з околиці цього стаціонарного стану. Стаціонарний стан називається асимптотично стійким, якщо малі відхилення від нього з часом загасають. Стаціонарний стан називається нестійким, якщо малі відхилення з часом збільшуються. Сталий стаціонарний стан являє собою найпростіший тип аттрактора.

Крім цього часто використовують менш суворий критерій, розуміючи стійкість як обмеженість рішення зверху і знизу, тобто стійкість по Лагранжу. Для екосистем, представлених безмежним числом постійно мінливих в часі процесів, цей вид стійкості може бути найбільш характерним. Наочна ілюстрація стійкості по Лагранжу, Пуассону і Ляпунову наведена на рисунку 2.2.

У складних системах з підсистемами всередині систем, що входять в багаторівневу організацію, складно говорити про стійкість, як деякій точці в просторі станів (як у випадку стійкості по Ляпунову). Завжди необхідно враховувати ієрархію екосистеми і відповідно, «ієрархію стійкостей»: очевидна локальна нестабільність може перебувати в області стійкості більш високого рівня. Стійкість в загальноприйнятому сенсі зазвичай має на увазі також здатність системи повертатися в колишній стан після обурення. Таким чином, для екосистем стійкість може розглядатися, як здатність екосистеми у відповідь на зовнішні збурення.



Рисунок 2.2 – Якісна ілюстрація стійкості по Лагранжу (траєкторія залишається в замкнутій області), по Пуассону (траєкторія багаторазово повертається в ϵ -околицю

стартової точки) і по Ляпунову (дві близькі на старті траєкторії залишаються близькими завжди) [50]

Такі притягають області (безлічі), до яких прагнуть системи з плином часу, називають аттракторами. Іншими словами аттрактори – це сталі режими руху, тобто, безліч точок, область, (у простому випадку – одна точка) в фазовому просторі системи, до яких прагнуть її траєкторії – вони ніби приваблюють, притягують траєкторії у фазовому просторі.

Аттрактор є найважливішим поняттям, що фіксує специфіку дисипативних структур. Він визначається Ніколіс і Пригожиным як режим (стан), до якого тяжіє система. У змістовному плані це означає, що стан – аттрактор виступає як шуканої і досягається (фінальної у конкретній системі відліку) фази еволюції. Як зазначено Е.Н. Князевою і С.П. Курдюмовим, «якщо система потрапляє в поле тяжіння певного аттрактора, то вона неминуче еволюціонує до цього відносно стійкого стану (структури)». При вивченні процесів самоорганізації було зафіксовано обставина, що серед можливих гілок еволюції системи далеко не всі є вірогідними, «що природа не індиферентна, що в неї є «потяг» по відношенню до деяких станів», – у зв'язку з цим фізика «дисипативних систем, що виробляють ентропію», називає кінцеві стани цих систем аттракторами. Найважливішим обставиною виступає в цьому контексті той факт, що вказаний стан, до якого еволюціонує система, виступає не тільки як потенційна перспектива її розвитку, але і як реально дієвий фактор даного процесу. Фактично аттрактор може бути розглянутий як фактора порядку (параметра порядку для системи, що знаходиться в процесі самоорганізації) [51].

У динаміці відкритих систем виділяють три типи аттракторів: стійкий фокус (аттрактор-точка), стійкий граничний цикл і хаотичний, або страний аттрактор.

Стійкий фокус. Стійким фокусом називається особлива точка, яка є асимптотичною точкою всіх інтегральних кривих, що мають вид спіралей, вкладених один в одного (рис. 2.3).

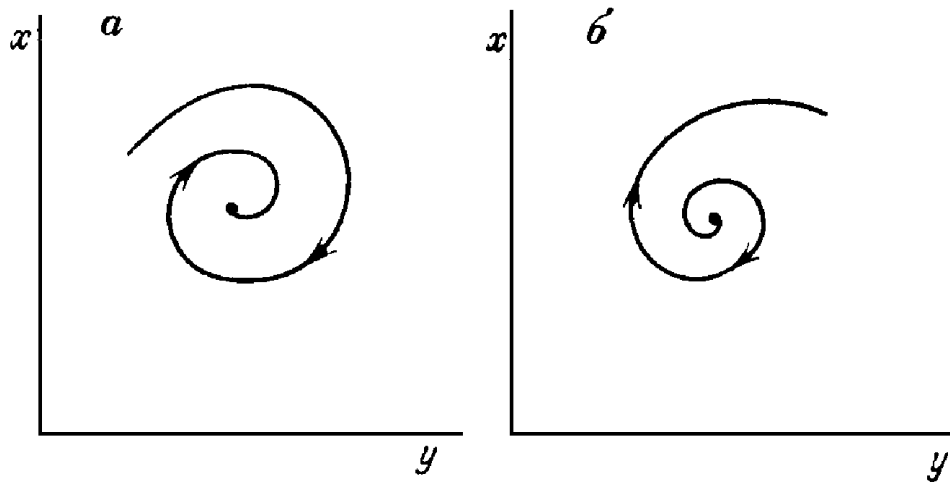


Рисунок 2.3 – Стійкий (а) і нестійкий (б) фокус на фазовій площині (x, y) [52]

Граничний цикл. Живим системам властиво періодична зміна різних характеристик. В даному випадку періодична зміна величин являє собою один з типів стаціонарного поведінки системи. Якщо коливання в системі мають постійні період і амплітуду, встановлюються незалежно від початкових умов і підтримуються завдяки властивостям самої системи, а не внаслідок впливу періодичної сили, система називається автоколивальною. У фазовому просторі такому типу поведінки відповідає притягує безліч (аттрактор), зване граничним циклом. Граничний цикл є ізольована замкнута крива на фазовій площині, до якої в межі при $t \rightarrow \infty$ прагнуть всі інтегральні криві. Граничний цикл представляє стаціонарний режим з певною амплітудою, що не залежить від початкових умов, а визначається тільки організацією системи.

Граничний цикл називається стійким, якщо існує така область на фазовій площині, що містить цей граничний цикл, – околиця ε , що всі фазові траєкторії, що починаються в околиці ε , асимптотично при $t \rightarrow \infty$ наближаються до граничного циклу. Якщо ж, навпаки, в будь-як завгодно

малої околиці ε граничного циклу існує принаймні одна фазова траєкторія, що не наближається до граничного циклу при $t \rightarrow \infty$, то такий граничний цикл називається нестійким.

Встановлено, що атрактори типу фокусу і граничного циклу характеризують нерівноважний порядок. Поведінка системи, відповідної граничного циклу, має характерну специфіку: малі збудження не руйнують її стаціонарного руху [50].

Стійкі граничні цикли та нестійкі наведені на рисунку 2.4.

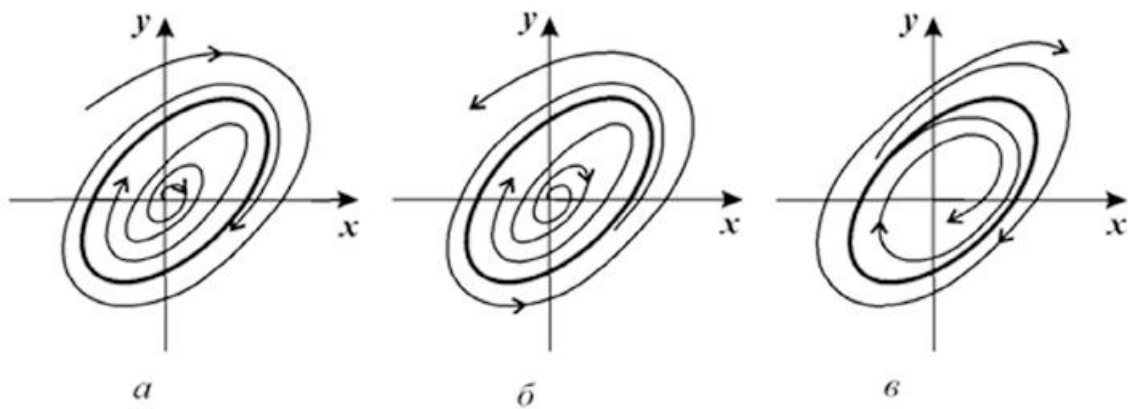


Рис. 2.4 Стійкий граничний цикл (а); нестійкі граничні цикли (б, в)

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 приходять неузгодженість випадкових флуктуацій, що призводить до неоднозначних результатів: мала зміна початкової умови з часом призводить до як завгодно великим змін 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.

Спостережувана хаотична поведінка виникає не через зовнішні джерела шуму, не через велике число ступенів свободи і не через невизначеність,

пов'язану з квантовою механікою. Вона породжується власною динамікою нелінійної детермінованої системи [52]. Визначальним для виникнення хаосу в детермінованих системах є взаємодія утворюючих її елементів. У фазовому просторі такій поведінці системи відповідає страний аттрактор. Детермінований хаос в фазовому просторі відображається безперервної траєкторією, що розвивається в часі без самоперетину (інакше процес замкнувся б в цикл) і поступово заповнює деяку область фазового простору. Таким чином, будь-яку як завгодно малу зону фазового простору перетинає нескінченно велика кількість відрізків траєкторії. Це і створює в кожній зоні випадкову ситуацію – хаос. При цьому, незважаючи на детермінізм процесу, хід його траєкторії непередбачуваний, звідки і походить назва характеру процесу – детермінований хаос. Іншими словами, ми не в змозі передбачити або хоча б грубо охарактеризувати поведінку системи на досить великому відрізку часу і в першу чергу тому, що принципово відсутні аналітичні рішення.

Дана тенденція, однак, реалізує себе в межах досить чітко обмеженої сфери можливості. Навіть системи, описувані дивними аттракторами, приклад якого наведено на рис. 2.5, тобто хаотичні, нестійкі системи, не можна вважати абсолютно нестійкими. Адже для таких систем можливо аж ніяк не будь-який стан, а лише стан, що потрапляє в обмежену детерміновану область фазового простору.

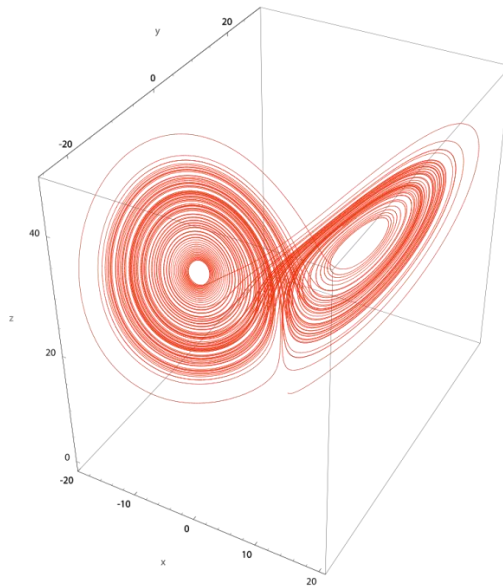


Рисунок 2.5 – Дивний аттрактор Лоренца

Оскільки нормальне функціонування живої системи можливе лише при деякій нормі хаотичності, яка відповідає істотно нерівноважний стан, то відхилення в обидві сторони можна розглядати як «хвороба» і, отже, як деградацію. Однак, не завжди, особливо в біології, перехід до більш хаотичного стану слід розглядати як деградацію. Істотним на думку Бекмана І. є розгляд відхилень від норми хаотичності.

Структури – аттрактори еволюції, що розглядаються як цілісні структури, на думку Князевої і Курдюмова, відносно прості в порівнянні зі складним ходом проміжних процесів, що формують їх. На підставі цього істотно спрощується асимптотика і з'являється можливість прогнозування, «виходячи: а) «з цілей» процесів (структур-аттракторів), б) «від цілого», виходячи із загальних тенденцій розгортання процесів в цілісних системах». Для цього надскладне, безконечномірна, хаотизована на рівні елементів система повинна описуватися, як і всяка нелінійна система, невеликим числом фундаментальних ідей та образів, а згодом математичних моделей, що визначають загальні тенденції розвитку системи [53].

2.5 Метод побудови фазових портретів

Еволюцію системи часто представляють в деякому абстрактному просторі станів, що отримав назву фазового, в якому координатами служать компоненти стану. Кожного можливого стану системи відповідає точка фазового простору. Сутність поняття фазового простору полягає в тому, що стан як завгодно складної системи представляється у ньому однієї єдиною точкою, а еволюція системи - переміщенням цієї точки. Сукупність точок у фазовому просторі, положення яких відповідає станам системи в процесі зміни у часі, називається фазовою траєкторією. Сукупність фазових траєкторій при різних початкових значеннях змінних дає легко доступний для огляду портрет системи. Побудова фазового портрета дозволяє зробити висновки про характер змін системи без знання аналітичних рішень вихідної системи рівнянь, що описують еволюцію системи [54].

Окремим випадком фазового простору є фазова площина - координатна площина, в якій по осях координат відкладаються будь-які дві змінні (фазові координати), однозначно визначають стан системи.

Координати фазового простору вибираються в залежності від мети аналізу. Залежно від координат, що утворюють фазовий простір розрізняють динамічне і параметричне фазовий простір. У динамічному фазовому просторі по одній з осей відкладають значення якої-небудь змінної, а за іншою першу похідну, або швидкість зміни в часі цієї змінної. Параметричний фазовий простір будується на осях незалежних змінних.

Для дослідження динаміки параметрів продукційно-деструкційних процесів за даними польових спостережень будувалися фазові портрети. З цією метою були використані динамічні фазові площини, параметричні фазові площини і тривимірне динамічне фазовий простір. Іншими словами аналіз динаміки продукційно-деструкційних процесів проводили у фазовому

просторі, що дозволило представити якісну картину зміни станів екосистем по їх фазовим портретам, не вдаючись до математичного моделювання.

Дослідження еволюції станів складних систем за допомогою фазового простору широко застосовується в математичній екології і оцінюється як «найважливіший інструмент для формування наукових законів і наукового передбачення у фізиці й хімії» [55], [56].

2.6 Оцінка показників стійкості в теорії нелінійних систем

Важливим поняттям динамічних систем є аттрактор. Для систем, що знаходяться в положенні рівноваги, аттрактор являє собою точку (зі зміною часу стан їх не змінюється), для коливальних систем – замкнуті траєкторії (цикли). Для хаотичних систем існує аттрактор, який називається дивним, в цьому випадку траєкторії стягуються, але не в точку, криву, тор, а в деяку підмножину фазового простору. Аттрактор є інваріантною характеристикою системи, тобто зберігається при діях перетворень.

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.

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 [57].

Розглянемо точку $x(t_0)$, приналежну аттрактору деякої динамічної системи в початковий момент часу t_0 . Задавшись деяким малим позитивним числом $\varepsilon(t_0)$, виберемо на аттракторі ще одну точку $\tilde{x}(t_0)$ так, щоб $\|\tilde{x}(t_0) - x(t_0)\| = \varepsilon(t_0)$. Через проміжок часу Δt точки та $\tilde{x}(t_0)$ еволюціонують відповідно в $x(t)$ і $\tilde{x}(t)$, відстань між ними позначимо через $\varepsilon(t)$, где $t = t_0 + \Delta t$ (рис.2.6).

$x(t_0)$

Очевидно, що $\varepsilon(t)$ залежить від положення точок і $\tilde{x}(t_0)$, проміжку часу Δt і, звичайно, властивостей самої динамічної системи. Однак, спрощено, можна вважати, що

$$\varepsilon(t) \cong \varepsilon(t_0)e^{\lambda \Delta t}, \quad (2.6)$$

де λ – параметр, що характеризує динамічну систему і званий старшим показником Ляпунова або експонентою Ляпунова.

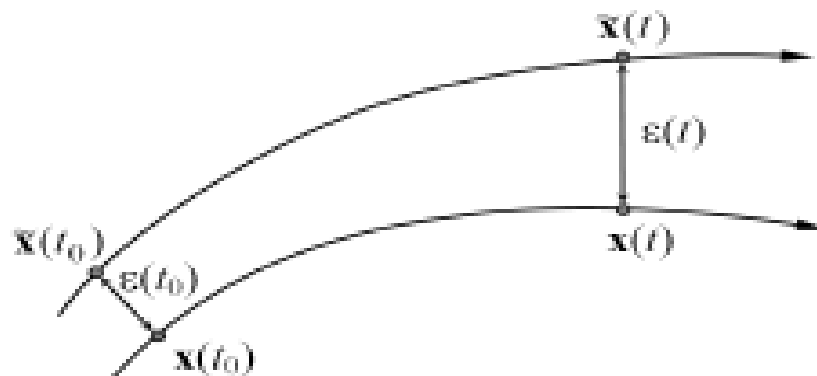


Рисунок 2.6 – До визначення поняття експоненти Ляпунова

Після елементарних перетворень одержимо:

$$\lambda \cong \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{\varepsilon(t)}{\varepsilon(t_0)}. \quad (2.7)$$

Відразу необхідно зробити два зауваження:

- по-перше, в останньому співвідношенні, в силу обмеженості аттрактора (а значить обмеженості $\varepsilon(t)$) Δt має зростати до тих пір, поки $\varepsilon(t)$ істотно менше розмірів аттрактора, інакше λ буде дорівнює нулю, при $\Delta t \rightarrow \infty$;
- по-друге, обчислене відповідно до (19) значення λ слід розглядати як усереднене по всіх початковим точкам $x(t_0)$ аттрактора системи.

З урахуванням цих зауважень можна строго визначити старший показник Ляпунова співвідношенням:

$$\lambda = E_{x(t_0) \in A} \left\{ \lim_{\substack{\Delta t \rightarrow \infty \\ \varepsilon(t) < \text{diam } A}} \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{\varepsilon(t)}{\varepsilon(t_0)} \right\}, \quad (2.8)$$

де A – аттрактор системи, $\text{diam } A$ – його діаметр, а $E \{ \bullet \}$ – математичне очікування.

Старший показник Ляпунова характеризує ступінь експоненціального розбіжності близьких траєкторій. Наявність у системи позитивної експоненти Ляпунова свідчить про те, що будь-які дві близькі траєкторії швидко розходяться з плином часу, тобто має місце чутливість до значень початкових умов. Тому визначення експоненти Ляпунова дозволяє ідентифікувати динамічну систему з точки зору присутності в ній хаотичного поведінки.

Для дослідження стійкості біоценозу філофори обчислювалися показники Ляпунова. Для обчислень використовувалася система TISEAN [58].

3 КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА ЯКІСТЬ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ЧОРНОГО МОРЯ ЗА ПЕРІОД З 2012 ПО 2018 РР.

Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря проведена методом математичного моделювання для періоду з 2008 по 2018 рр.

3.1 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 [59].

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 [60].

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 [61].

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 «ящиківу» 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:

$$u_i^{(0)} = \int_V \sum_{j=1}^{N_i} u_{ji} dV, \quad (3.1)$$

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 риб i -го виду в момент часу t :

$$N_i(t) = \sum_{j=t-T}^t N_{ij}(t), \quad (3.2)$$

де j – вік риби в роках;

T – максимальна тривалість життя риб i -го виду;

N_{ij} – чисельність риб, що входять в групу, i 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 передуює 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:

$$N_{i11}(t) = \beta_{i1}^{(4)} [\beta_i^{(3)} \beta_i^{(2)} \beta_i^{(1)} G_1 \delta_i N_i^*(t-1) + J_i], \quad (3.3)$$

тут

$$N_i(t) = \sum_{j^*}^t N_{ij}(t); j^* = t - T_i + T_i^*, \quad (3.4)$$

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

$$N_{ij1}(t) = \beta_{ij}^{(5)} N_{i,j-1}(t-1) \quad (3.5)$$

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

$$\beta_{ij}^{(5)} = 1 - \alpha_{ij2} - c_{ij2}, \quad (3.6)$$

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} :

$$D_{ij} = \int_0^{T_n} (R_{ij} - r_{ij}) dt, \quad (3.7)$$

Де T_n – період нагулу;

R_{ij} – нормальний раціон;

r_{ij} – реальний раціон.

Значенням реального раціону є функція від наявності їжі:

$$r_{ij} = r_{ij}(P_{ij}), \quad (3.8)$$

де P_{ij} – сумарна їжа

$$P_{ij} = \sum_k \sum_l a_{kl} N_{kl} + \sum_k b_k z_k. \quad (3.9)$$

тут сумування поширене на всі види риб і планктонних організмів (з концентрацією z_k), що споживається рибами і-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

$$\alpha_{ij2} = \alpha_{ij2}^{(0)} \alpha_{ij2}^{(1)} D_{ij} + \alpha_{ij2}^{(2)} \varepsilon, \quad (3.10)$$

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

$$U_6(t_{0k}) = U_6(t_{1(k-1)}) + \beta_3 [b_6 \beta_2 \beta_1 G_6 U_6(t_{2(k-1)}) + J_6], \quad (3.11)$$

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;

J_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_{1k} – 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: $X_{3т}$ – травоядні; $X_{3х}$ – 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:

$$\frac{dX_i}{dt} = \sum_k a_{ik} X_k + F_i, \quad (3.12)$$

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:

$$VF_i = Q_2 X_{is} + Q X_{ib} + W X_{id} - Q_1 X_i, \quad (3.13)$$

Де X_{is} – концентрація і-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:

$$a_{11} = P_1 + M_{61} - E_1(T), \quad (3.14)$$

де P_1 – швидкість фотосинтезу фітопланктону, що визначається за принципом Лібіха.

$$P_1 = \min(P_{10}, P_{14}, P_{15}), \quad (3.15)$$

де P_{10} , P_{14} , P_{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 P_{ij} можуть виражатися через константи ділення

$$P_{ij} = \frac{\ln 2}{t_c} k_{ij}, \quad (3.16)$$

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:

$$a_{i1} = -D_{i1}P_1, a_{i2} = -D_{i2}P_2, \quad (3.17)$$

$$a_{i6} = D_{i6}E_6(T), i = 4, 5, \quad (3.18)$$

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:

$$a_{71} = x_{17}(1 - \delta_7)M_{17}, a_{73} = x_{37}(1 - \delta_7)M_{37}, \quad (3.19)$$

$$a_{77} = -(1 - x_{77})(1 - \delta_7)\delta_7 M_{77} - E_7 - C_7, \quad (3.20)$$

тут C_7 – промислова і E_7 - природня смертність риб [62].

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.

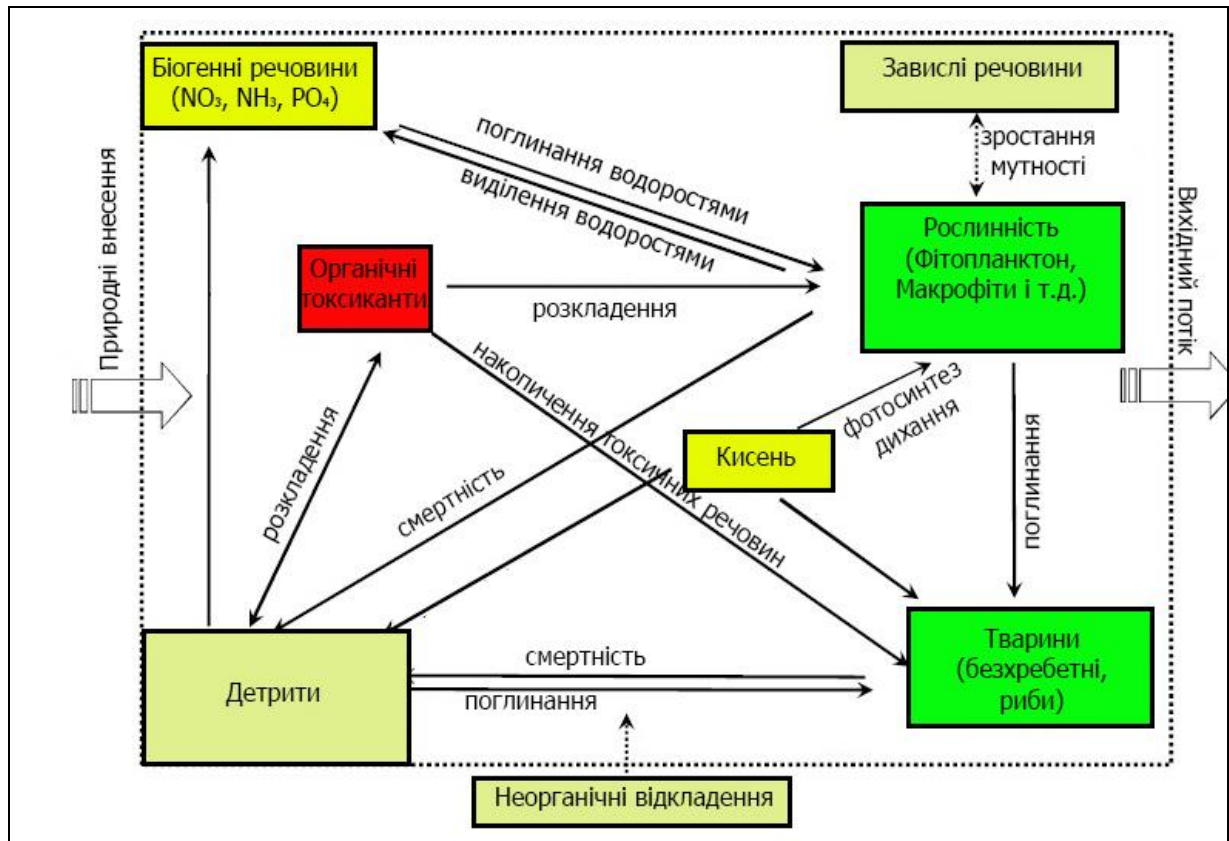


Рисунок 3.1 – Екологічні процеси що моделює AQUATOX [62]

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.

Моделювання відносного надлишку водоростевих груп. На відміну він більшості моделей оцінки якості води, AQUATOX розглядає біоматерію як інтеграл хімічно-фізичної системи.

AQUATOX враховує практично весь цикл обігу біогенних речовин у водному середовищі (рис. 3.2, 3.3) [63].

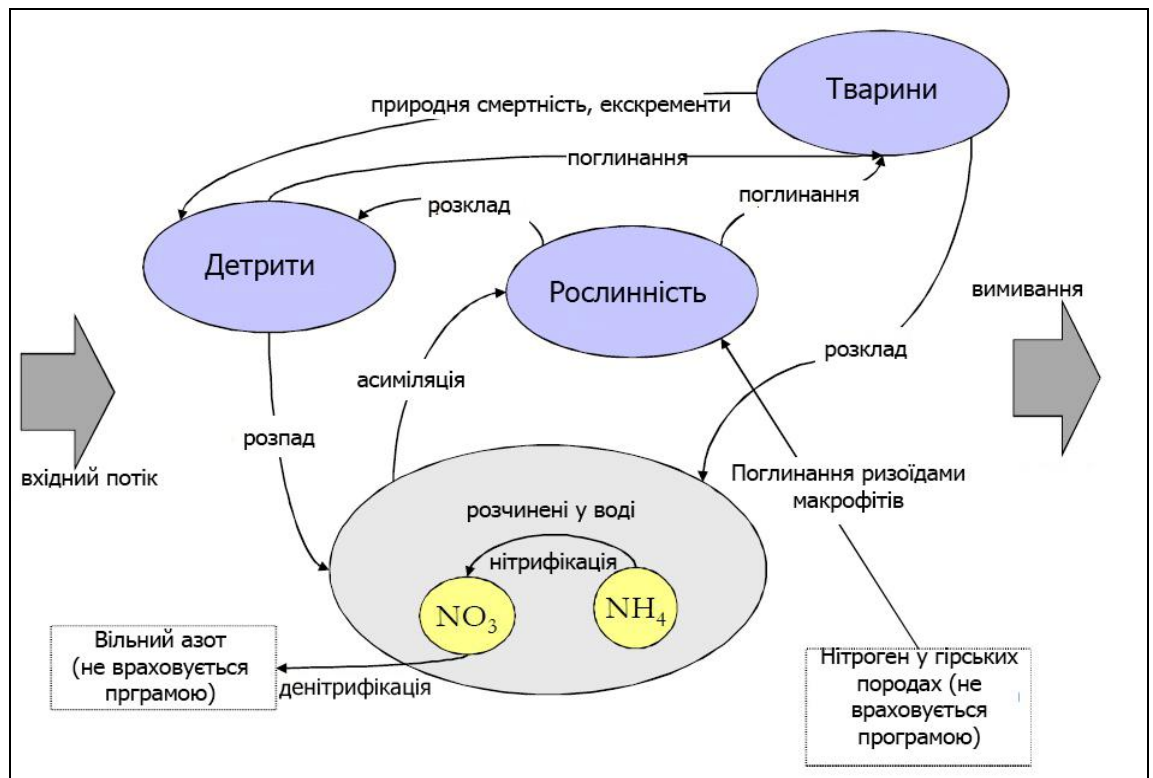


Рисунок 3.2 – Цикл циркуляції азоту в AQUATOX

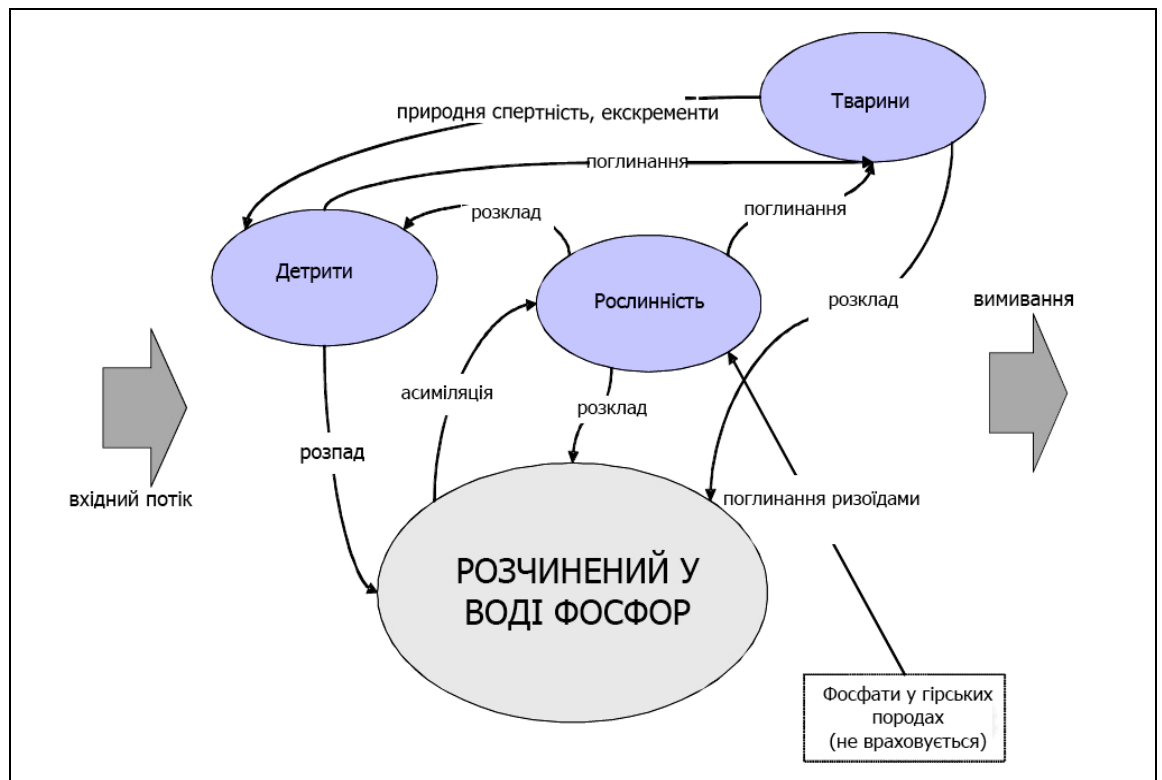


Рисунок 3.3 – Цикл циркуляції фосфору в AQUATOX

3.2 Постановка математичного експерименту

Розрахунки часової динаміки прибережних вод Одеського регіону виконані на базі математичної моделі, побудованої в програмі AQUATOX.

AQUATOX являється останньою із серії моделей водних екосистем розроблених в межах Міжнародної Біологічної Програми, вона об'єднала алгоритми роботи моделі CLEAN та PEST призначення яких – прогнозування та аналіз екологічного стану водного середовища. У таблиці 3.1 наведені основні види організмів, 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
	Гастроходи	Gastropod
Риби	Хамса	Anchovy (Hamsa)
	Шпрот	Sprats
	Ставрида	Horse-mackerel
	Бичок	Bullhead

У табл. 3.2 за результатами роботи [62] 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 2008 – 2018 рр. щонеділі УкрНЦЕМ в Одеській затоці (м. Малий Фонтан).

Часова динаміка показників стану екосистеми представлена у Додатку 1.

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 [62]:

$$R = \sqrt{E^2 + C^2}, \quad (3.21)$$

де E – інтегральний фактор впливу;

C – інтегральний показник стану екосистеми.

Інтегральний фактор впливу в загальному виді визначається:

$$E = \frac{\sum_{i=1}^N e_i}{N}, \quad (3.22)$$

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 3.4-3.8.

У якості показників стану екосистеми використовуємо безрозмірну величину: відхилення характеристики (р/г), розрахованої окремо для кожного фактору впливу, від розрахунку «норма», нормовану на амплітуду коливань характеристики (р/г), а також аналогічну величину загальної біомаси риби риби (див. рис. у Додатку 1).

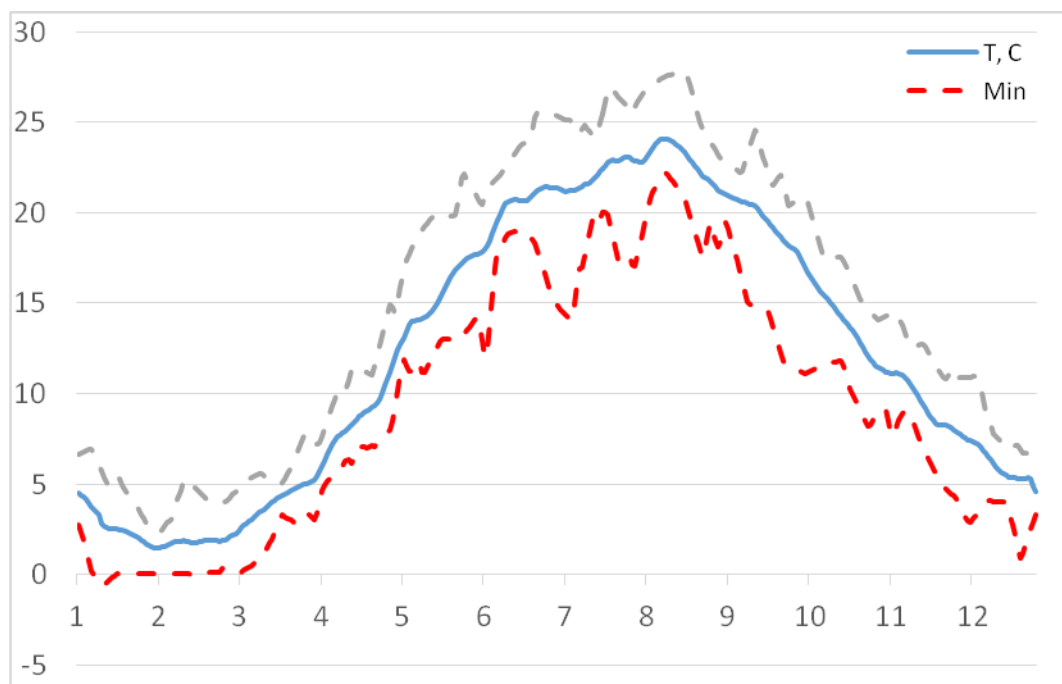


Рисунок 3.4 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди
коливань протягом періоду 2008 – 2018 рр.
температури морської води, °C

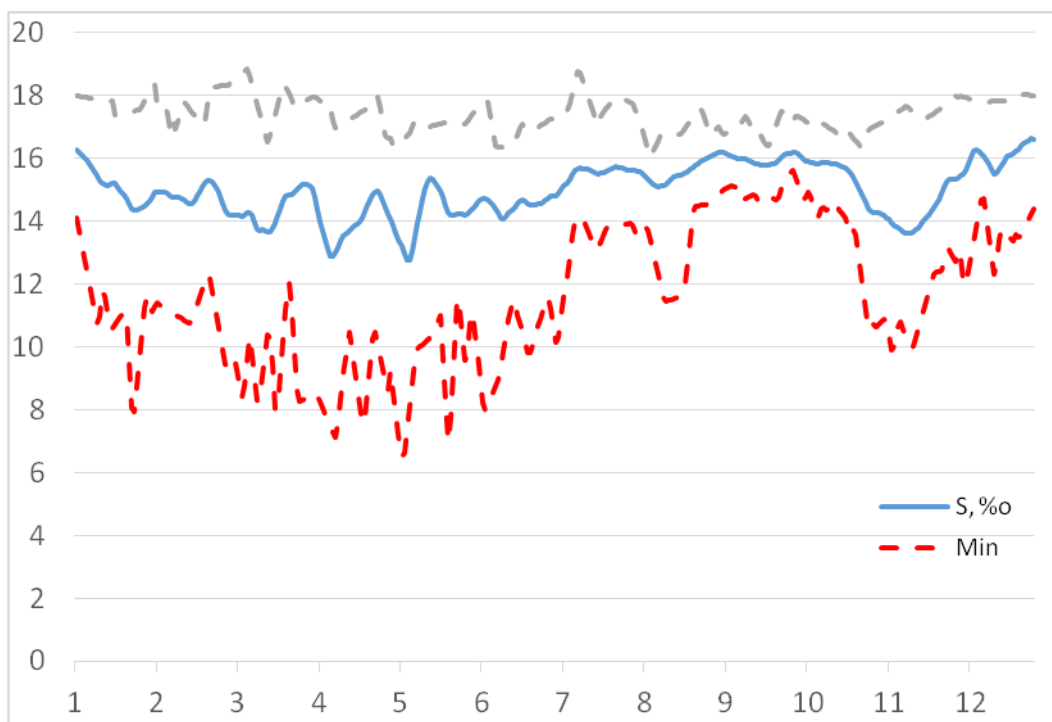


Рисунок 3.5 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди
коливань протягом періоду 2008 – 2018 рр.
солоністі морської води ‰;

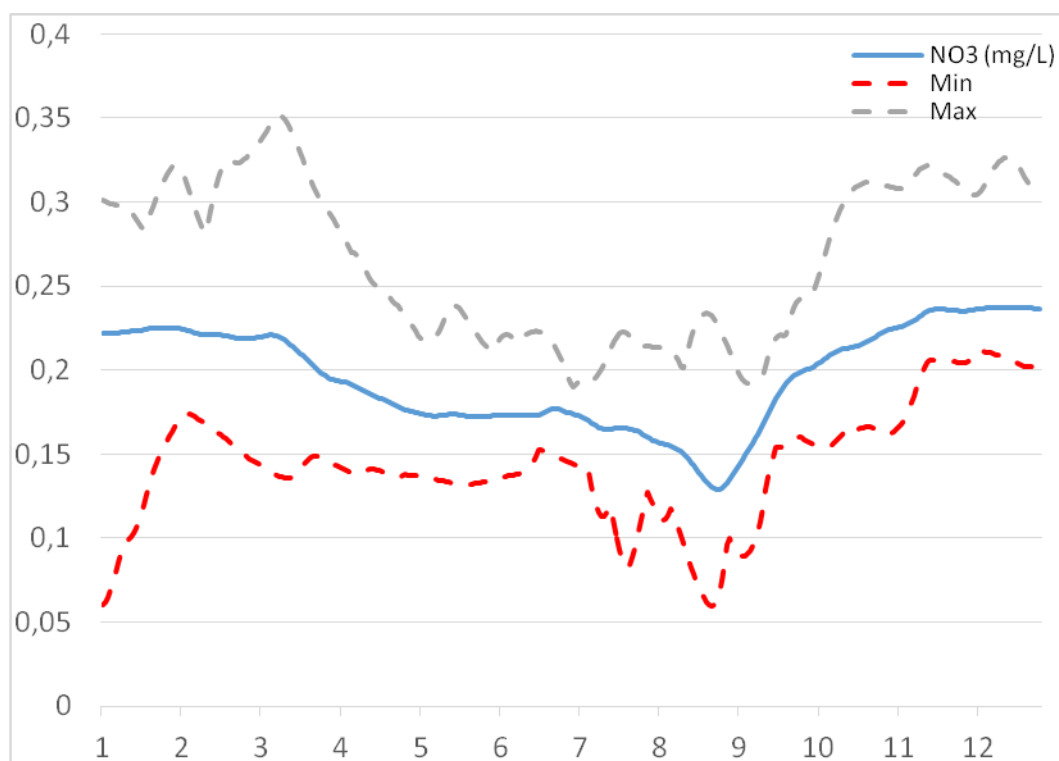


Рисунок 3.6 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2008 – 2018 рр. азоту нітратного, мг/л

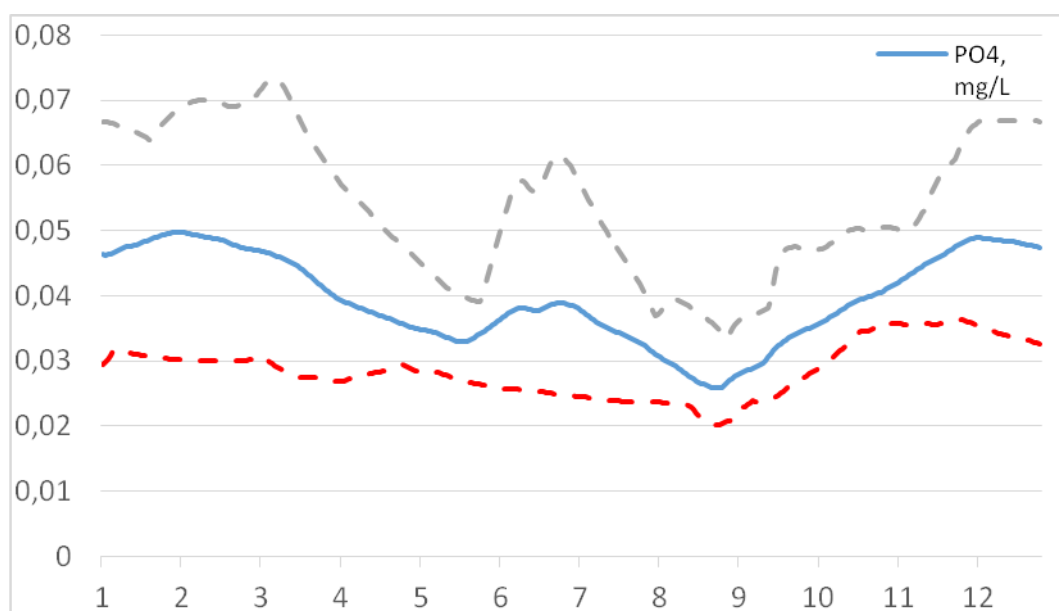


Рисунок 3.7 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2008 – 2018 рр. фосфору фосфатного, мг/л;

д)

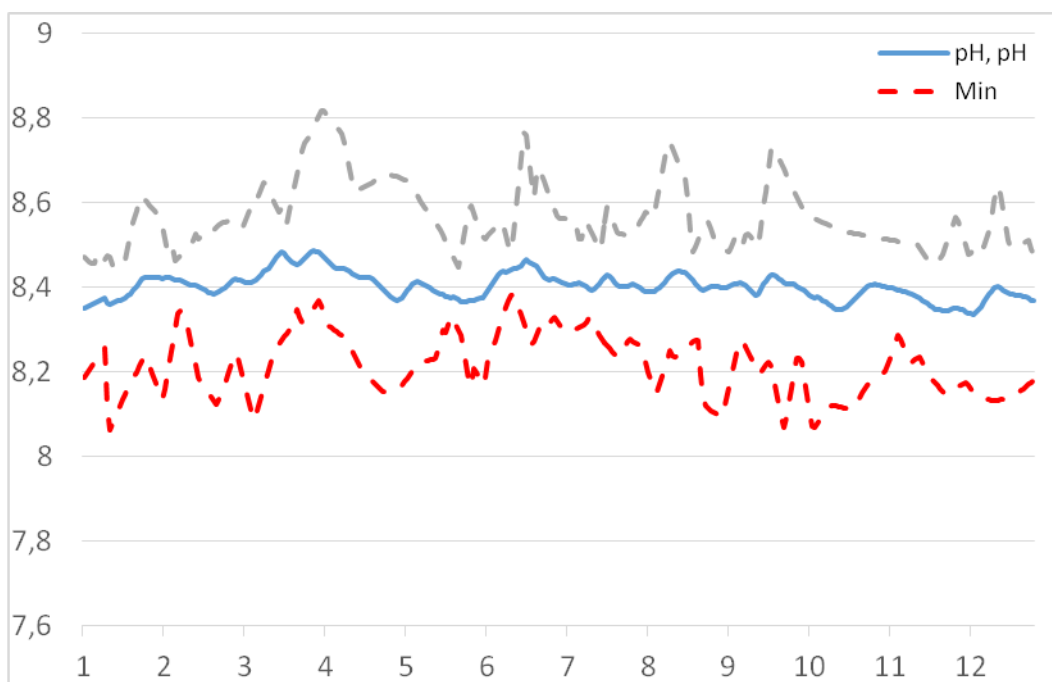


Рисунок 3.8 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2008 – 2018 рр. рН, од. рН

3.3 Аналіз результатів математичного експерименту

Часова динаміка екосистемного ризику представлена на рисунку 3.9. У якості критичного значення взяли верхню межу довірчого інтервалу для середньо-арифметичного значення екосистемного ризику на протязі 2008 – 2018 рр. (середньо-арифметичного значення плюс середньо-квадратичне відхилення).

Результати розрахунку екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від факторів впливу представлено на рисунку 3.10. Значення ризику, які розташовані у червоній зоні є критичними.

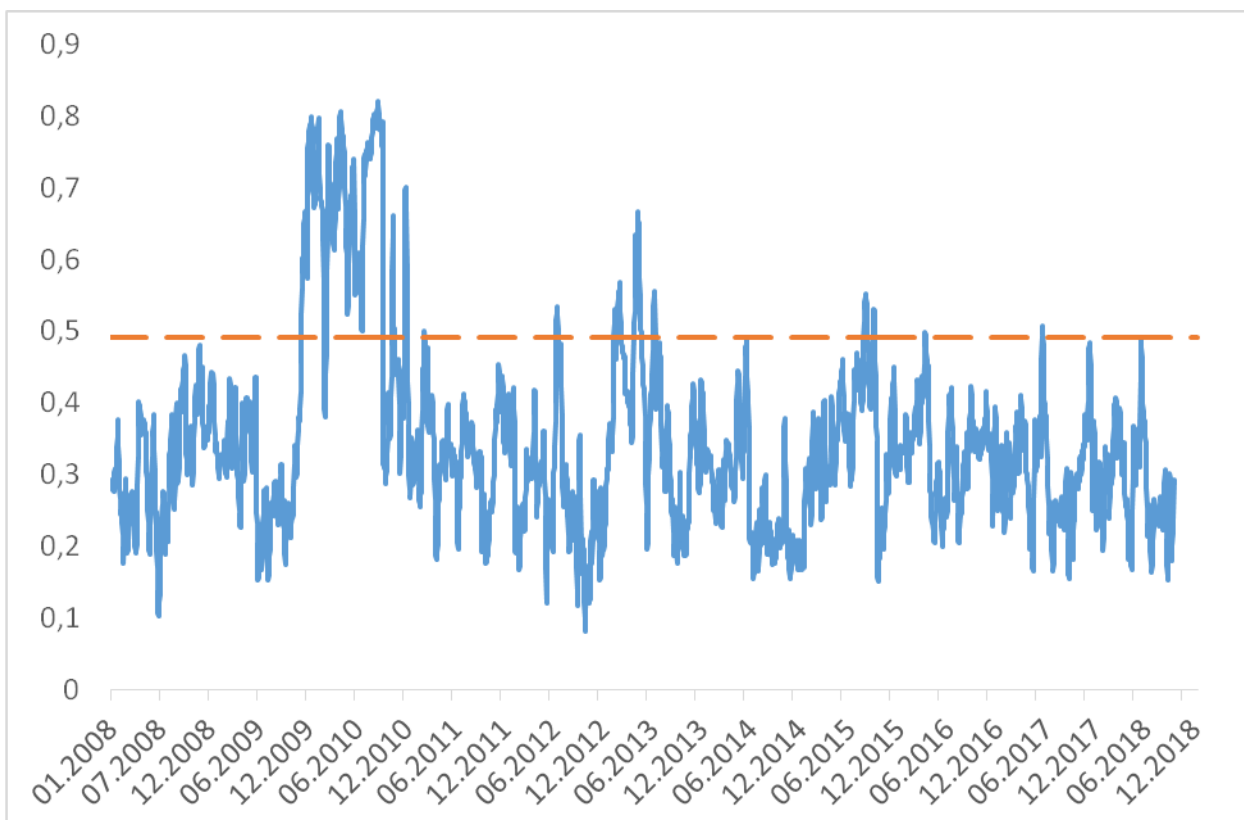


Рисунок 3.9 – Часова динаміка екосистемного ризику
за період 2008-2018 рр.

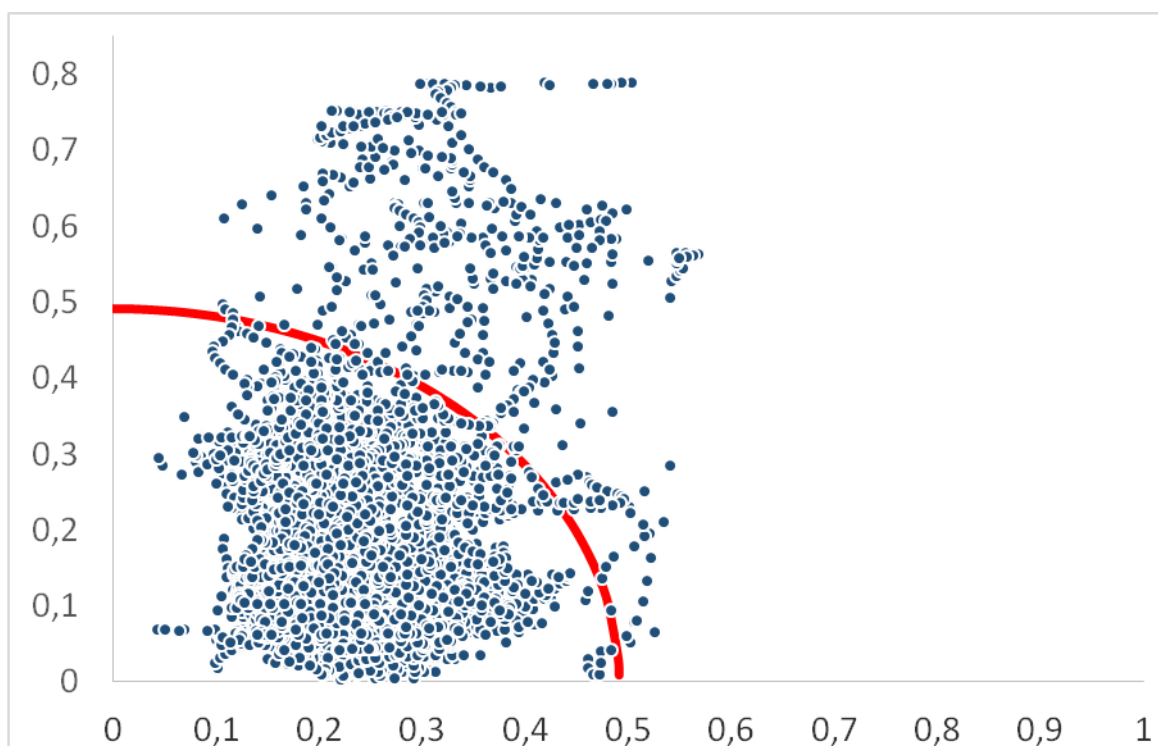


Рисунок 3.10 – Розрахункові величини екосистемного ризику у площині
і залежності стану екосистеми від суми факторів впливу

Як видно з рисунку 3.10 до червоної зони критичного ризику потрапили точки, які відповідають весняному періоду.

Відмінності, які спостерігаються між значеннями екосистемного ризику у 2017 р. та середньобаторічними значеннями, спричинені як природними факторами (різницею у динаміці температури та солоності), так антропогенними (різницею кількості біогенних речовин у морській воді).

Таким чином, результати, отримані для останніх десяти років, показують, що морська екосистема Одеської затоки знаходилась в кризовому стані наприкінці зими та в літку.

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 3.11). 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.

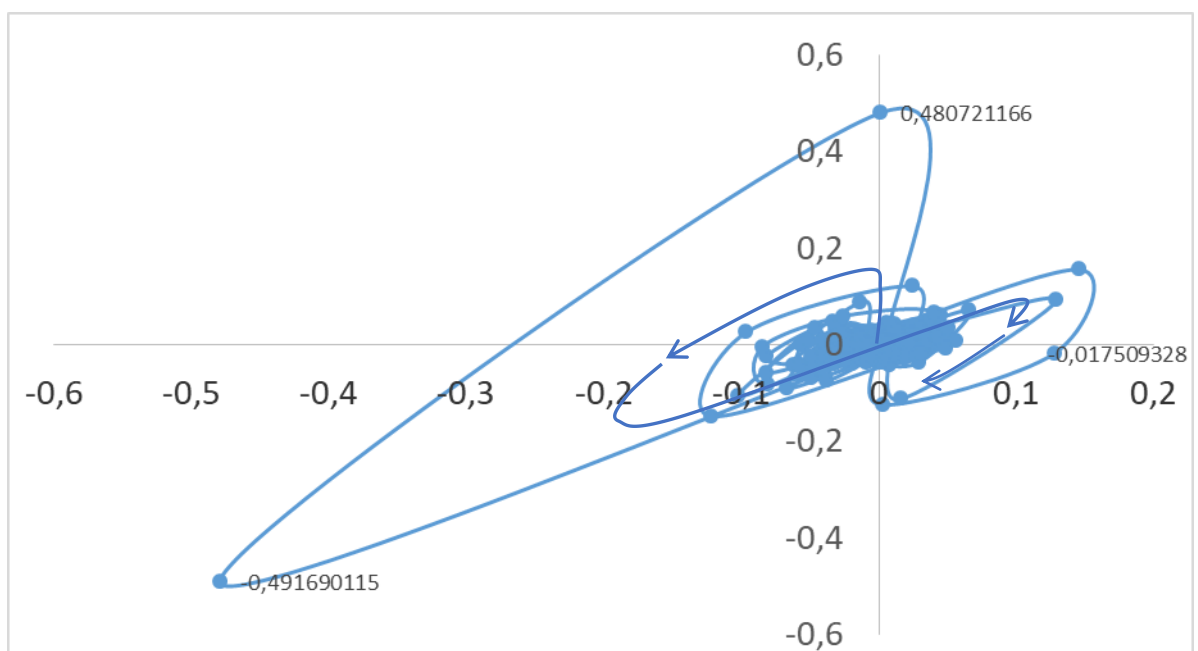


Рисунок 3.11 – Динаміки екосистемного ризику в фазовому просторі

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:

$$S(\varepsilon, m, \Delta n) = \frac{1}{N} \sum_{n_0=1}^N \ln \left(\frac{1}{|U(s_{n_0})|} \times \sum_{s_n \in U(s_{n_0})} |s_{n_0+\Delta n} - s_{n+\Delta n}| \right) \quad (3.23)$$

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 (-0.04) до (-0.001) . Оскільки $\lambda < 0$, це значить, що така система не проявляє ознак нестійкості.

ВИСНОВКИ

Екологічна економо-соціальна система поєднує окремі її складові через екосистемні послуги і через фактори впливу, що виникають внаслідок як безпосереднього використання послуг, так і внаслідок опосередкованого впливу, що виникає в результаті діяльності людини в цілому.

Застосування концептуальних засад оцінки екосистем і їх послуг на міжнародній арені, передбачає застосування двох класифікацій: класифікація для оцінки стану екосистем, які надають послуги і класифікація екосистемних послуг. Мета створення єдиної класифікації полягає в тому, щоб дозволити об'єднати і порівняти інформацію, що надходить з країн-членів ЄС. До списку морських та прибережних екосистемних послуг відповідно до класифікації ЄС відносяться:

- 1) Послуги, що забезпечують:
 - забезпечення продуктами харчування;
 - зберігання та забезпечення водою;
 - біологічні матеріали і біопаливо;
- 2) Регулюючі послуги
 - очищення води;
 - регулювання якості повітря;
 - захист прибережних зон;
 - регулювання клімату;
 - регулювання погодних умов;
 - океанське живлення;
 - забезпечення життєвого циклу;
 - біологічний контроль;
- 3) Культурні послуги:
 - символічні та естетичні цінності;

- рекреація та туризм;
- когнітивні ефекти.

Основними екологічними проблемами, що існують у Чорному морі протягом останніх десятиліть є евтрофікація шельфових вод (забруднення біогенними речовинами), забруднення морського середовища токсичними речовинами. Загалом незадовільний екологічний стан морів зумовлений значним перевищенням обсягу надходження забруднених речовин над асиміляційною спроможністю морських екосистем, що призвело до значного забруднення морських вод, бурхливого розвитку евтрофікаційних процесів, широкомасштабних явищ гіпоксії, появи сірководневих зон, замулення місць існування донних біоценозів, втрати біологічних видів, скорочення обсягу рибних ресурсів, зниження якості рекреаційних ресурсів, виникнення загрози здоров'ю населення.

Зміни клімату у останні десятиріччя в АЧБ призвели до змін гідрофізичного та гідрохімічного стану вод. За даними спостережень УкрНЦЕМ, виконаних у районі материкового схилу ПЗЧМ, визначаються значні зміни у вертикальній структурі вод і, насамперед, розподілу температури води в глибинних шарах, формування режиму якої пов'язано з зимовою конвекцією вод.

В межах аналізу впливу природних та антропогенних факторів на стан морського середовища визначено, що просторовий розподіл екологічного статусу в межах ПЗЧМ є неоднорідним. У літній період року протягом 2016 – 2017 рр., коли була проведена базова оцінка стану екосистем чорного моря, загальна оцінка для кожного з квазіоднорідних районів відповідала класу «дуже погано».

Для визначення всіх показників стану морської екосистеми відповідно до рекомендацій Робочої групи ЄС з інформаційного забезпечення MSFD є необхідним запровадити 20 підпрограми спостережень державного морського екологічного моніторингу відповідно до 11 дескрипторів.

Для визначення стану екосистем та їх вразливості к впливу природних та антропогенних факторів в усі сезони була використана математична модель AQUATOX.

Таким чином, зміни в морських біоценозах відбуваються під впливом як природних, так і антропогенних факторів. Здатність біологічних систем протистояти факторам, що впливає на них, називають «стійкістю» або «стабільністю».

У визначенні «стійкість» виділяють кілька груп вимог до біологічних систем.

Перша: 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: 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 відчувають різких коливань. У термодинаміці 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 абсолютно строго. Але вся справа в тому, що 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.

Стійкістю і нестійкістю характеризуються не тільки стану рівноваги, але будь-які фазові траєкторії. У математичної теорії існує кілька понять стійкості руху: стійкість за Ляпуновим, асимптотична стійкість, орбітальна стійкість, стійкість по Пуассону, стійкість по Лагранжу.

У динаміці відкритих систем виділяють три типи аттракторів: стійкий фокус (аттрактор-точка), стійкий граничний цикл і хаотичний, або страний аттрактор.

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.

Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на стійкість прибережних екосистем Чорного моря проведена методом математичного моделювання. Моделювання екосистеми прибережних вод Чорного моря проведено в діагностичному режимі. При цьому, фактори впливу на стан екосистеми визначалися протягом періоду 2008 – 2018 рр. щонеділі УкрНЦЕМ в Одеській затоці (м. 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, який використовується в роботі.

У якості природних факторів впливу на стан морської екосистеми розглянуто температуру та солоність морської води, антропогенних – біогенні речовини та рН.

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.

В площині розподілу екосистемного ризику по факторам стану та впливу до зони критичного ризику потрапили точки, які відповідають зимово-весняному періоду року.

В роботі були виявлені показники стійкості екологічної системи за десятилітній період.

Аналіз динаміки екосистемного ризику в динамічному фазовому просторі показує, що екосистема після зовнішнього впливу прагне зберегти початкові значення. Іншими словами, зміна біотичної структури екосистеми та інтенсивності зміни показників стану екосистеми у відповідь на зміну умов навколишнього середовища спрямовані на збереження оптимального балансу в існуючих умовах. Найбільші значення динаміки змін екосистемного ризику відповідають тому жсамому зимно-весняному періоду.

Оцінка максимального показника Ляпунова λ , який характеризує швидкість розбігання близьких траєкторій динаміки у фазовому просторі, дозволила зробити висновки щодо стікості екосистеми при впливі визначених факторів.

Оскільки показник Ляпунова λ змінюється від (-0.04) до (-0.001) , тобто є меншим за нульове значення, це значить, що така система не проявляє ознак нестійкості.

Для більш повного аналізу потрібні данні національної системи екологічного моніторингу, яка б дозволила повністю контролювати всі зміни в екосистемі, як результат дії природних та антропогенних факторів.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Maes J. et 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
2. 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 [et al.] // Ecol. Complex.– 2010. – Vol. 7. – P. 260-272
3. Liqueste C. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review / C. Liqueste [et al.] // Review of Marine and Coastal Ecosystem Services. – July 2013. – Vol. 8, Is. 7. – 15 p.
4. Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems / ed. G.C. Daily – Washington: Island Press, 1997.
5. Costanza R. The value of the world's ecosystem services and natural capital / R. Costanza [et al.] // Nature. – 1997. – Vol. 387. – P. 253-260
6. Gómez-Baggethun E. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes / E. Gómez-Baggethun [et al.] // Ecological Economics. – 2010. – Vol. 69. – P. 1209-1218
7. Costanza R. The authorship structure of “ecosystem services” as a transdisciplinary field of scholarship / R. Costanza // Ecosystem Services. – 2012. – Vol. 1. – P. 16-25
8. Costanza R. The ecological, economic, and social importance of the oceans / R. Costanza // Ecological Economics. – 1999. – Vol. 31. – P. 19-21.
9. Markandya A. (2008) The economics of ecosystems and biodiversity–Phase 1 (scoping) / A. Markandya [et al.] // Economic analysis and synthesis. – Venice.
10. Beaudoin Y. Why value the oceans? A discussion paper. / Y. Beaudoin L. Pendleton // UNEP/GRID-Arendal, the Nicholas Institute for Environmental

- Policy Solutions, The Economics of Ecosystems and Biodiversity and the UNEP Regional Seas Programme. – 2012.
11. Barbier E.B. Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services / E.B. Barbier // Review of Environmental Economics and Policy. – 2012. – Vol. 6. – P. 1-19
 12. Alcamo J. Changes in nature's balance sheet: Model-based estimates of future worldwide ecosystem services / J. Alcamo [et al.]// Ecology and Society. – 2005. – Vol. 10.
 13. Hussain S.A. Valuing mangrove benefits: Contribution of mangrove forests to local livelihoods in Bhitarkanika Conservation Area, East Coast of India. / S.A. Hussain, R. Badola // Wetlands Ecology and Management. – 2010. – Vol. 18. – P. 321-331
 14. Fletcher S. A review of the ecosystem services provided by broad-scale marine habitats in England ' s MPA network. / S. Fletcher, J. Saunders, R.J.H. Herbert // Journal of Coastal Research. – 2011. – P. 378–383.
 15. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Washington DC: Island Press, 2005.
 16. Kumar P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: ecological and economic foundation / P. Kumar. – London and Washington: Earthscan, 2010.
 17. Haines-Young R., Potschin M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) // Report to the European Environmental Agency. – Nottingham, 2011
 18. Beaumont N.J. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach / N.J. Beaumont [et al.] // Marine pollution bulletin. – 2007. – Vol. 54. – P. 253-265
 19. 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 [et al.] // Ecological Complexity. – 2010. – Vol. 7. – P. 260-272.

20. Haines-Young R.H. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being / R.H. Haines-Young, M.P.Potschin / In: Ecosystem Ecology: A New Synthesis / ed. D.G. Raffaelli, C.L.G. Frid. – Cambridge: BES Ecological Reviews Series, Cambridge University Press, 2010. – P. 110-139
21. Maes J. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 / J. Maes [et al.]. –Luxembourg: Publications office of the European Union, 2013.
22. Гідрологічні та гідрохімічні показники стану північно-західного шельфу Чорного моря: довідковий посібник [Текст] / І.Г. Орлова, М.Ю. Павленко, В.В. Український та ін.; відповід. ред. І.Д. Лоева. – К.: КНТ. – 2008. – 616 с.
23. Моделювання впливу кліматичних змін на екосистему Південного океану як основа для сталого невиснажливого користування живих ресурсів Антарктики [Текст] : Звіт про НДР : УкрНЦЕМ ; наук. кер. Коморін В. М. – Одеса, 2017. – 124 с. – № держреєстрації 0117U007162.
24. Зайцев Ю.П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины / Ю.П. Зайцев // Гидробиологический журнал. – 1992. – т. 28, № 4. – С. 3-18.
25. Израэль Ю.А. Антропогенная экология океана / Ю.А. Израэль, А.В. Цыбань. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 528 с.
26. Толмадин Д.М. Проблемы динамики вод северо-западной части Черного моря / Д.М. Толмадин, В.А. Шнайдман, Ж.М. Ациховская. – Киев: Наук. думка, 1969. – 129 с.
27. Блатов А.С. Изменчивость гидрологических полей Черного моря / А.С. Блатов, Н.П. Булгаков, [и др.]. – Л.: Гидрометиздат, 1984. – 239 с.
28. Блатов А.С. Исследование циркуляции вод северо-западной части Черного моря и ее связь с антропогенным воздействием на речной сток / А.С. Блатов, М.А. Расулов, И.И. Чечель // Водные ресурсы. – 1983. – № 4. – С. 30-37

29. Шапиро Н.Б. Численные модели крупномасштабной циркуляции в Черном море и динамики вод на шельфе / Н.Б. Шапиро // Диагноз состояния морской среды Азово-Черноморского бассейна: материалы международной конференции. – Севастополь, 1994. – С. 110-120
30. Доценко С.А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы / С.А. Доценко и др // Исследование шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна: сборник науч. трудов / под ред. Еремеева В.Н. – Севастополь, 1995. – С.31-43
31. 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.
32. Тучковенко Ю.С. Оценка эвтрофикации вод Одесского региона северо-западной части Черного моря / Ю.С. Тучковенко, О.Ю. Сапко // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2006. – Вип. 2. – С. 224-227
33. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидрологические аспекты / Ю. С. Даценко. – М.: ГЕОС, 2007. – 252 с.
34. Исследование экосистемы Черного моря / под ред. В.И. Мединца. – Одесса: «Ирен-Полиграф», 1994. – 159 с.
35. Виноградов М.Е. Экосистема Черного моря / М.Е. Виноградов, В.В. Сапожников, Э.А. Шушкина. – М. : Наука, 1992. – 112 с.
36. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии: учебник для вузов / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
37. Vollenveider R.A. Eutrophication of waters: monitoring assessment and control / R.A. Vollenveider, J.J. Kerekes. – Paris : Environment Directorate, OECD, 1982. – 154 p.
38. Оцінка впливу кліматичних та антропогенних факторів на процеси евтрофікації вод північно-західного шельфу Чорного моря : звіт про НДР : УкрНЦЕМ : керівн. В.М. Коморін; виконав.: Г.О. Єрофеев та ін. – Одеса,

2012. – 123 с. – № ДР 0113U007186

39. Грандова М.А. К вопросу о цветении *Nodularia spumigena* в прибрежных водах одесского региона / М.А. Грандова, С.П. Ковалишина, В.В. Украинский, Н.С. Калошина // Екологічні проблеми Чорного моря: зб. матеріалів конференції. – Одеса, 2010. – С. 317-320
40. Лоева И.Д. Современное экологическое состояние северо-западной части Черного моря / И.Д. Лоева, В.В. Украинский, И.Г. Орлова, С.П. Ковалишина // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. научн. тр. / НАН Украины, МГИ, ИГН, ОФ ИнБЮМ. – Севастополь, 2013. – Вып. 27. – С. 237-242
41. Репетин Л.Н. Режим ветра северо-западной части Черного моря и его климатические изменения / Л.Н. Репетин, В.Н. Белокопытов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. научн. тр. – Севастополь, 2009. – Вып. 17. – С. 225-243
42. 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.
43. DIKE_9-2014-03. Reporting package for MSFD Article 11 on monitoring programme. 0930-1800: 26 February 2014
44. Касти Дж. Большие системы. Связность, сложность и катастрофы / Дж. Кастию. – М.: Мир, 1982. – 216 с.
45. 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
46. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. – 331 с.
47. Lotka A. J. Elements of mathematical biology / A.J. Lotka. – N.-Y.: Dower, 1956.
48. Калугина-Гутник А.А. Долговременная динамика видового состава и

- структуры донных фитоценозов филлофорного поля Зернова / А.А. Калугина-Гутник, И.К. Евстигнеева // Экол. моря. – 1993. – Вып. 43. – С. 90-97
49. Margalef R. Perspectives in Ecological Theory / R. Margalef – Chicago: Univ. Chicago Press, 1968.
50. Ризниченко Г.Ю. Лекции по математическим моделям в биологии. Ч. 1. / Г.Ю. Ризниченко. – Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2003. – 232 с.
51. Николис Г., Познание сложного / Г. Николис И. Пригожин. – М.: ЛКИ, 2008. – 352 с.
52. Рубин А.Б. Биофизика кн.1./ А.Б. Рубин – М.: Высшая школа, 1987. – 319 с.
53. Бекман И. Н. Информатика. Курс лекций. – Москва-Рим, 2009. Лекция 22. Информация и хаос [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://profbecman.narod.ru/InformLeks.htm>. – 12.10.2018. – Назва з екрану
54. Князева Е.Н., Законы эволюции и самоорганизации сложных систем / Е.Н. Князева, С.П. Курдюмов. – М.:Наука,1994. – 240 с.
55. Климонтович Ю.Л. Введение в физику открытых систем / Ю.Л. Климонтович // Соросовский образовательный журнал. – 1996. – № 8. – С. 109-116
56. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
57. Разумовский О.С. Закономерности оптимизации в науке и практике / О.С. Разумовский. – Новосибирск: Наука, 1990. – 176 с.
58. Никульчев Е.В. Вычисление характеристик динамического хаоса по трафику компьютерных сетей / Е.В. Никульчев, С.В. Паяин, Д.А. Питиков, Е.В. Плужник // Фундаментальные исследования. – 2014. – № 8–4. – С. 812-816.
59. TISEAN 3.0.1 Nonlinear Time Series Analysis [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.mpi-pks-dresden.mpg.de/~tisean/Tisean_3.0.1/index.html. – 12.11.18. – Назва з екрана

60. Алексеев В.В. Физическое и математическое моделирование экосистем. / В.В. Алексеев, И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина. – СПб : Гидрометеиздат, 1992. – 367 с.
61. 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
62. 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.
63. RAMAS Ecosystem: Ecological risk assessment for food chains and
64. 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.
65. Park R.A. AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems: Perfluoroalkylated Surfactant and Estuarine Versions: Technical Documentation / R.A. Park, J.S. Clough. – Addendum to Release 2. – Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2003.

ДОДАТОК 1 - ЧАСОВА ДИНАМІКА ПОКАЗНИКІВ СТАНУ
МОРСЬКОЇ ЕКОСИСТЕМИ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ МАТЕМАТИЧНОГО
МОДЕЛЮВАННЯ

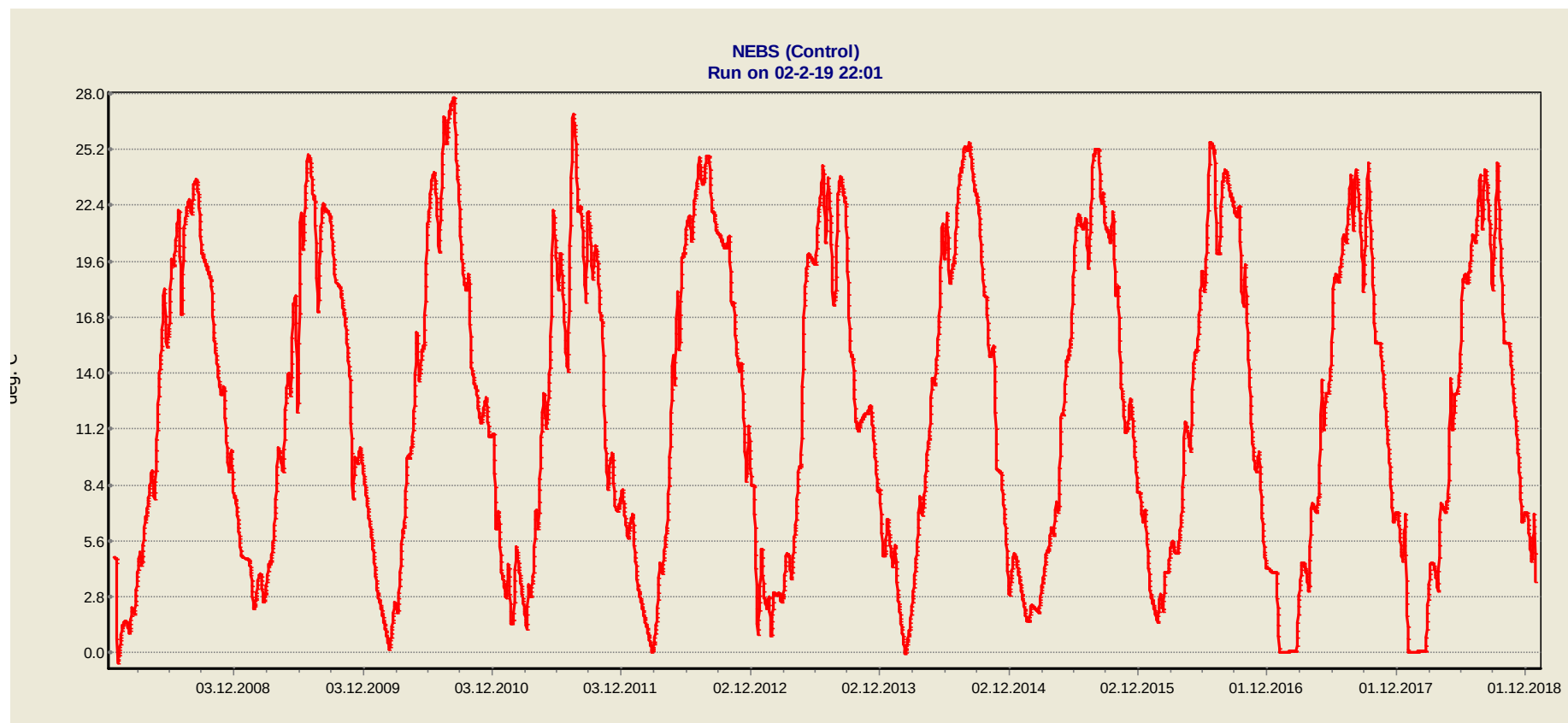


Рис. Д1 – Часова динаміка температури морської води, °C

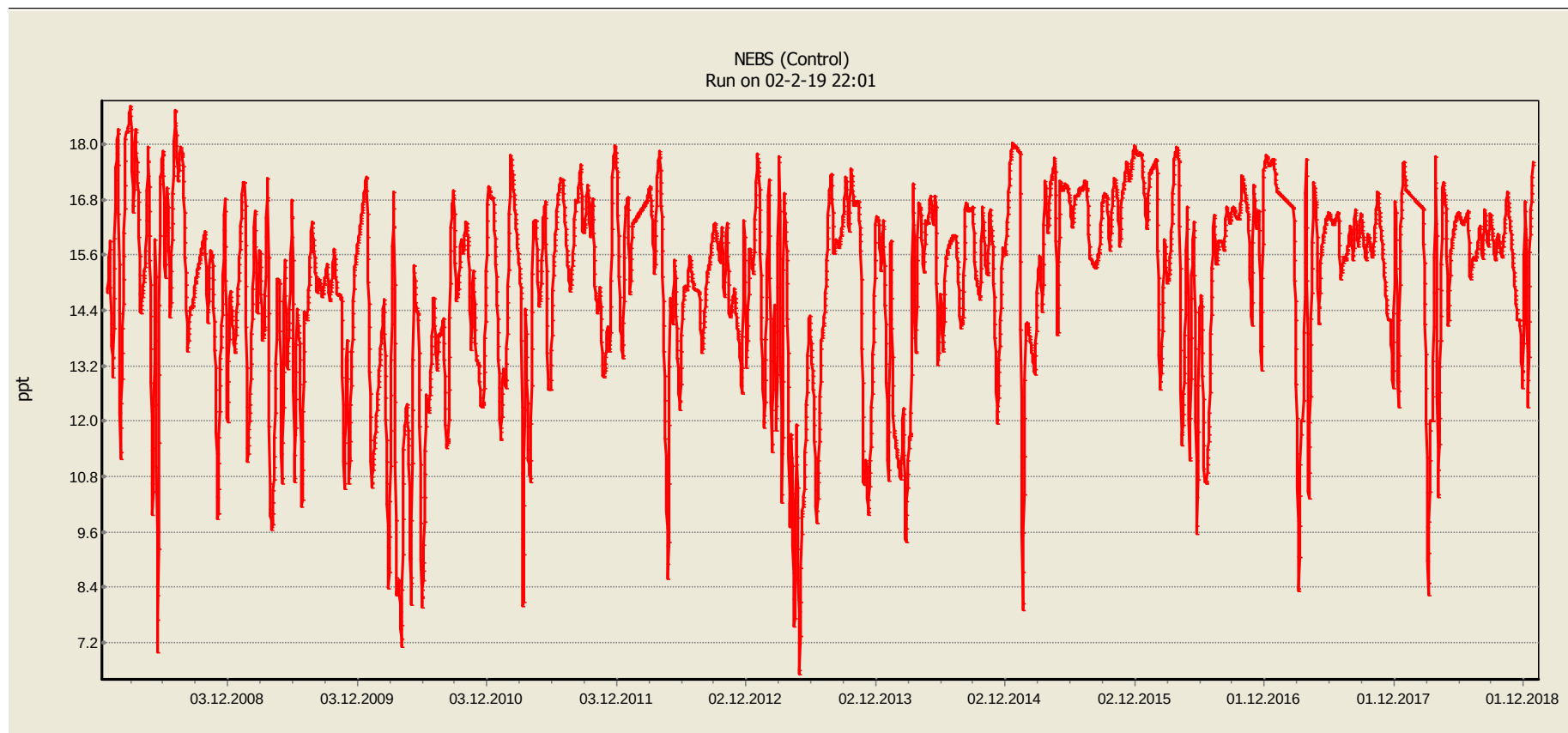


Рис. Д2 – Часова динаміка солоності морської води, ‰

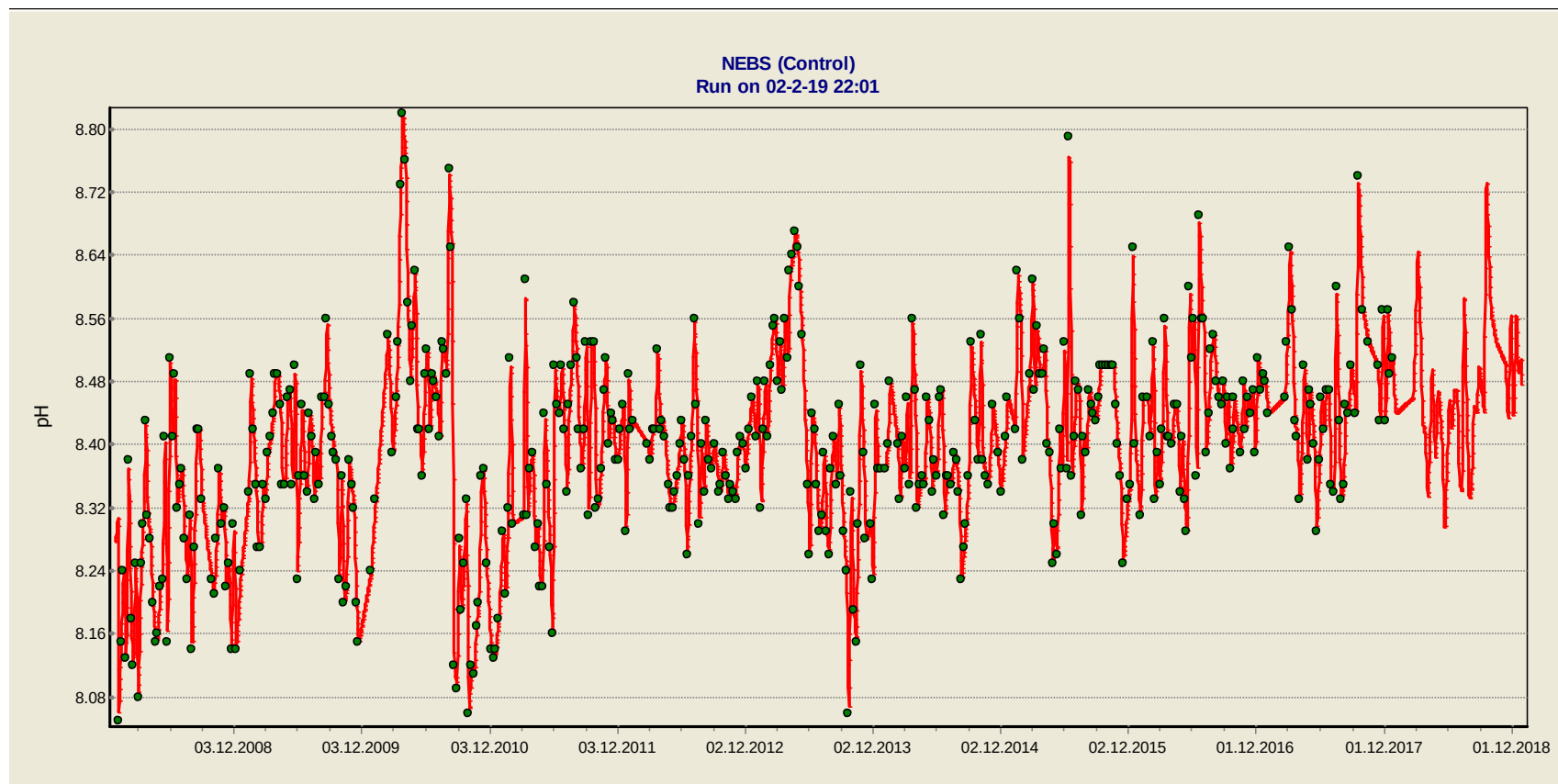


Рис. ДЗ – Часова динаміка рН морської води, рН
(крапки – данні спостережень УкрНЦЕМ)

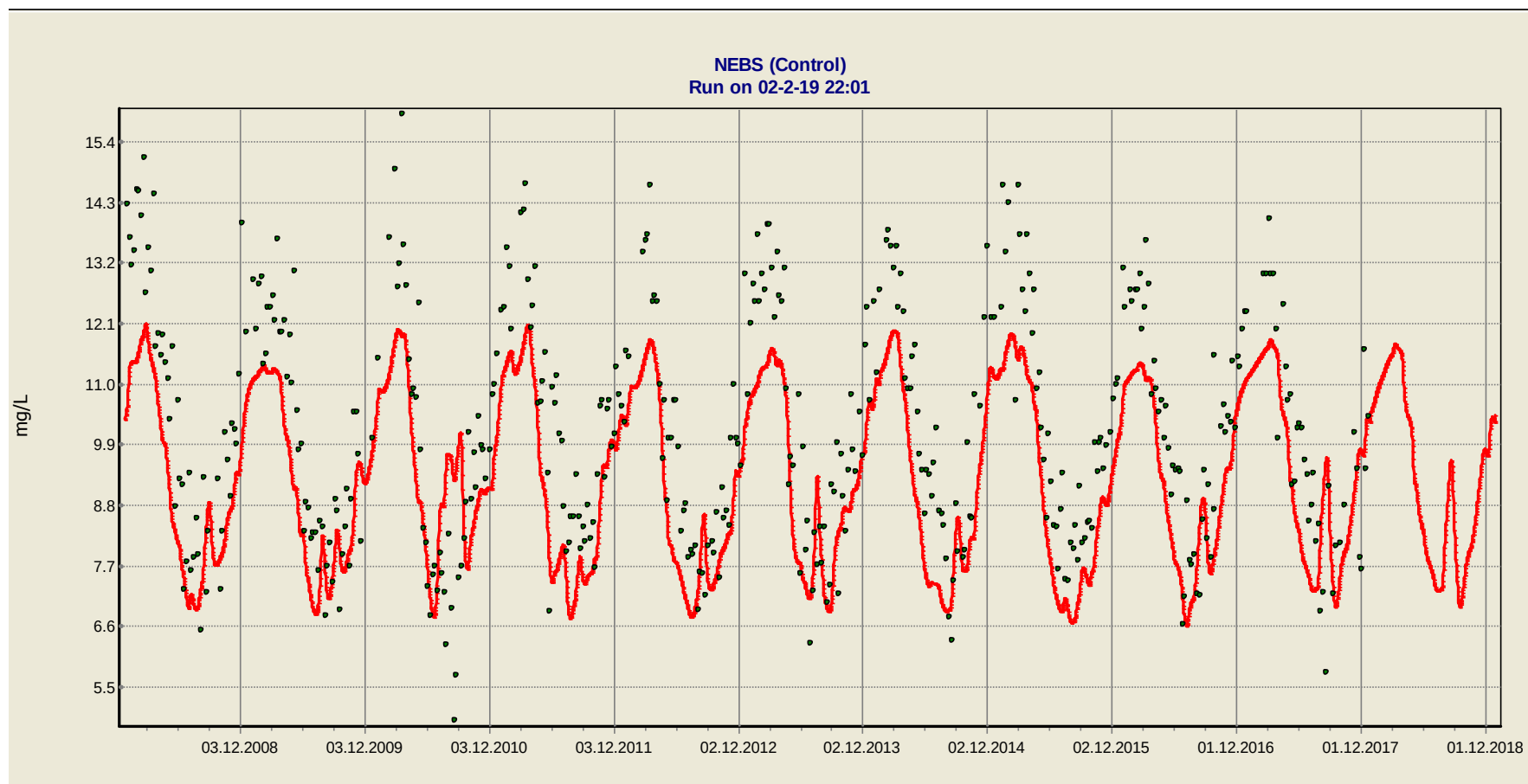


Рис. Д4 – Часова динаміка розчинного кисню в морській воді, мг/л
(крапки – данні спостережень УкрНЦЕМ)

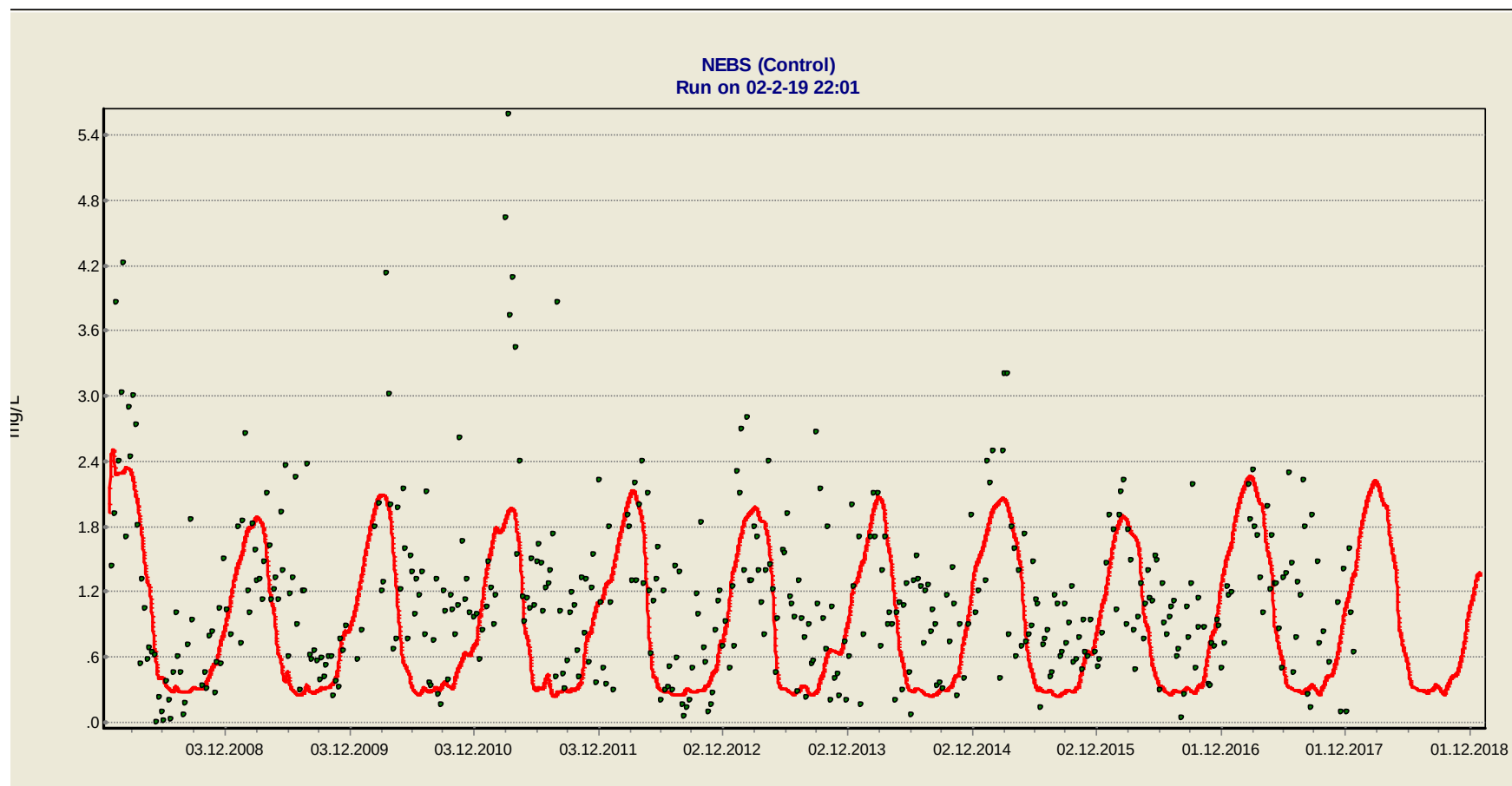


Рис. Д5 – Часова динаміка показника біологічного споживання кисню у морській воді, мг/л
(крапки – данні спостережень УкрНЦЕМ)

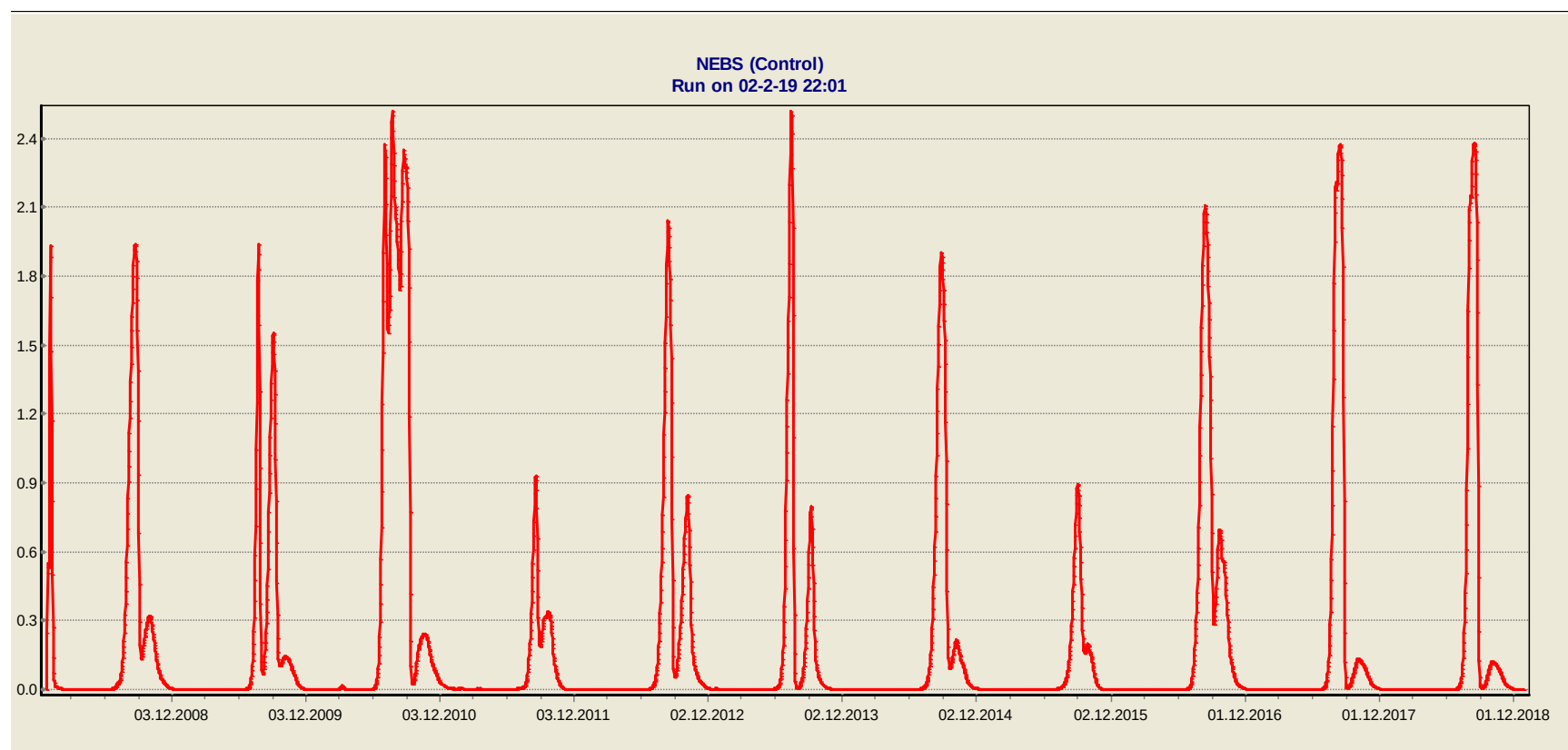


Рис. Д6 – Часова динаміка показника Р/Р у морській воді

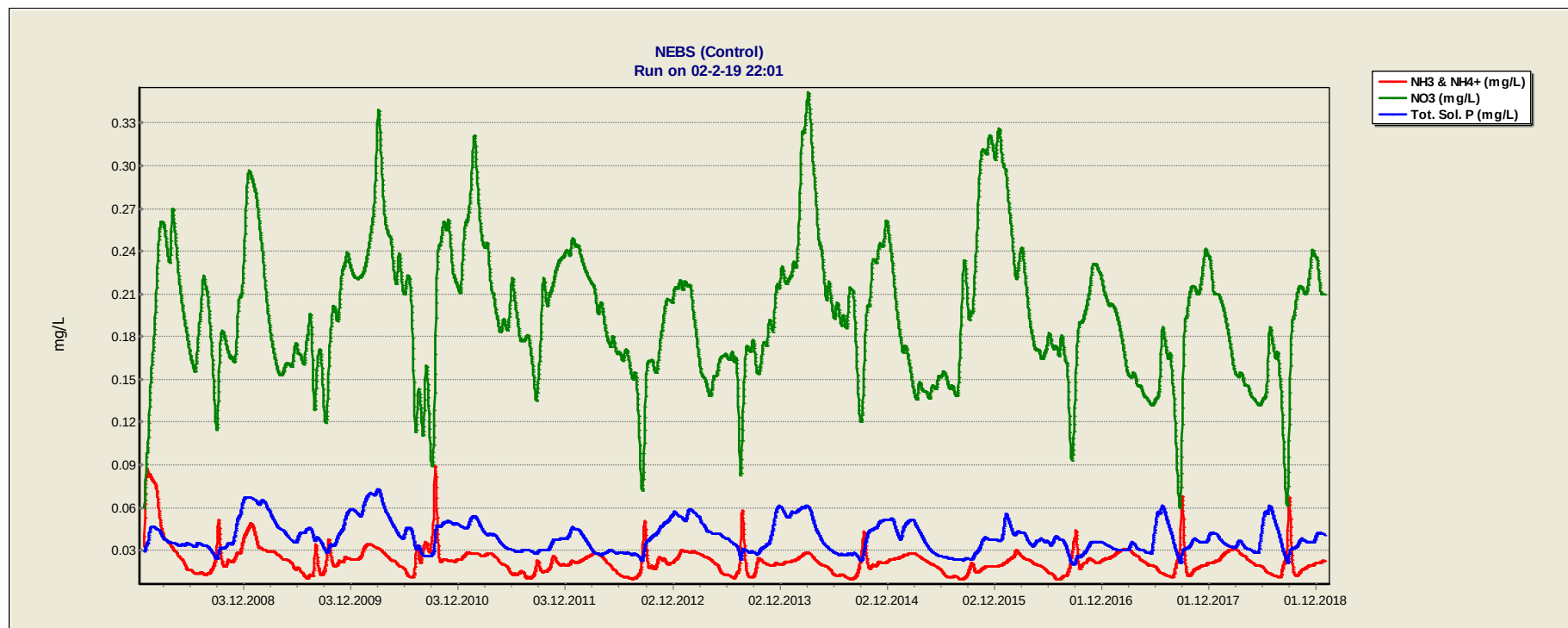


Рис. Д7 – Часова динаміка біогенних речовин у морській воді, мг/л

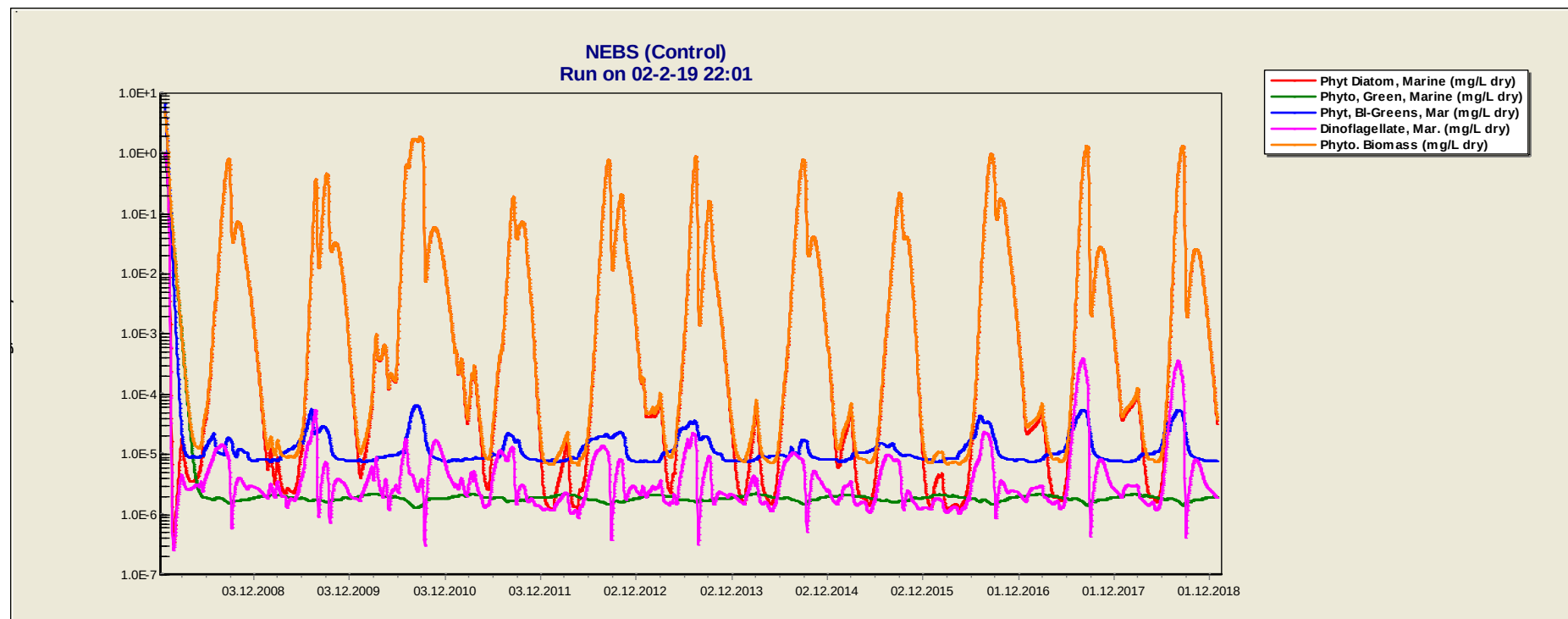


Рис. Д8 – Часова динаміка фітопланктонгц у морській воді, мг/л сх.

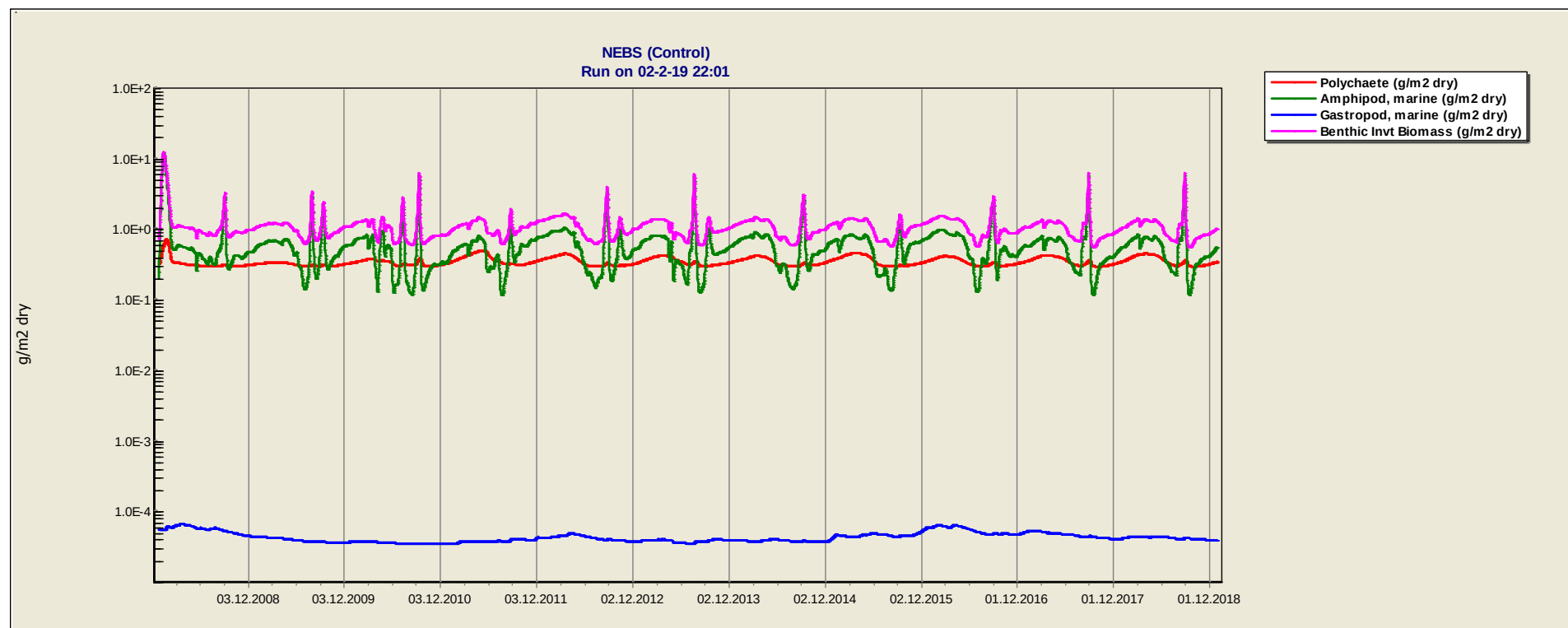


Рис. Д9 – Часова динаміка зоопланктону у морській воді, мг/л сх. ваги

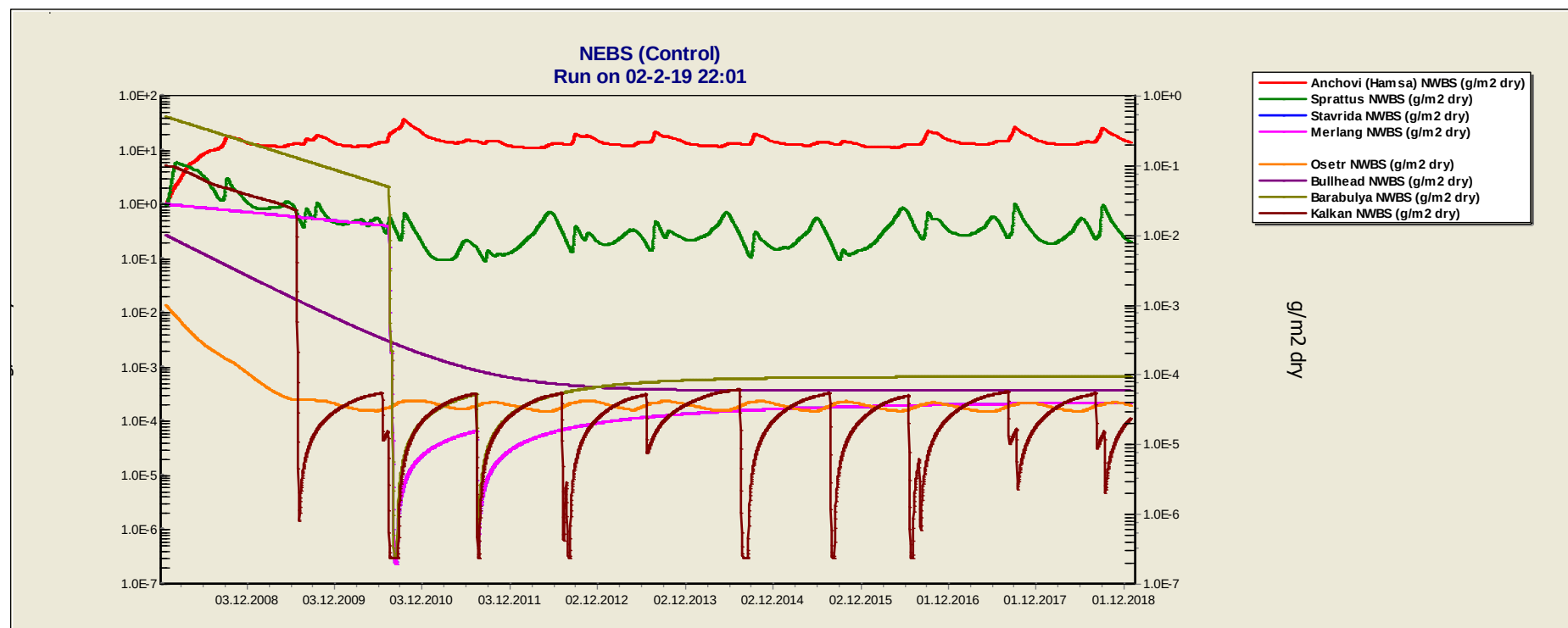


Рис. Д10 – Часова динаміка риби в морі одеського регіону, г/м² сх.ваги

