

УДК 504.4.054.001.5; 504.4.06.001.5, 504.4.054.001.5; 504.4.06.001.5, 504.45.058;
504.4.054; 504.064

КП 87.19.03

№ держреєстрації 0122U201787

Інв. №

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
НДУ “УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВИЙ ЦЕНТР ЕКОЛОГІЇ МОРЯ” (УКРНЦЕМ)
65009, м. Одеса, Французький бульвар, 89. тел. (0482) 63 66 22
e-mail: accem@te.net.ua, www.sea.gov.ua



ЗАТВЕРДЖУЮ

Виконуючий обов'язки директора
УкрНЦЕМ, заступник директора з
науки, канд. геогр. наук, старш. наук.
співроб.

Віктор КОМОРИН
«19» січня 2024 року

ЗВІТ

ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Оцінка та діагноз стану морського середовища України в межах виключної
морської економічної зони та уточнення критеріїв оцінки доброго екологічного
стану морських регіонів у 2023 р.

ВИЗНАЧЕННЯ ФАКТОРІВ ВПЛИВУ ВОЄННИХ ДІЙ РФ
НА МОРСЬКЕ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

Том 5

Науковий керівник НДР:
Виконуючий обов'язки директора УкрНЦЕМ,
заступник директора з науки,
канд. геогр. наук, старш. наук. співроб.

В.М. Коморін

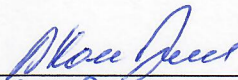
Рукопис закінчено 26 грудня 2023 р.

Результати роботи розглянуто Вченою Радою УкрНЦЕМ,
протокол № 6 від 29 грудня 2023 р.

СПИСОК АВТОРІВ

Відповідальний виконавець:

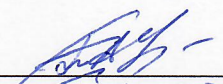
в. о. директора УкрНЦЕМ,
канд. геогр. наук,
старш. наук. співроб.


26.12.23

В. М. Коморін
(вступ, розділи 2, 3,
висновки)

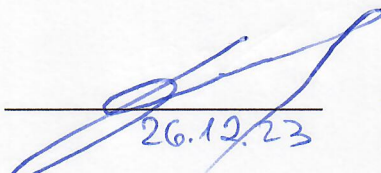
Виконавці:

В.о. нач. відділу аналізу
морських екосистем та
антропогенного
навантаження – нач.
морського інформаційно-
аналітичного центру


26.12.23


А. С. Тітяпкин
(розділи 1.1, 1.2, 1.5
висновки)

Начальник відділу фізичної
океанографії та
математичного моделювання


26.12.23

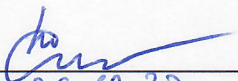
Ю.М. Диханов
(розділ 1.1, 1.5)

Наук. співроб. сектору ГБД
відділу наукових досліджень
та охорони морських
біоценозів (НД та ОМБ)


26.12.23


О.В. Зотова
(розділ 1.3)

Пров. фахівець сектору ГБД
відділу НД та ОМБ


26.12.23

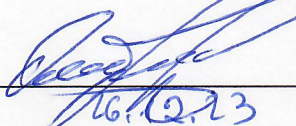
О. В. Соколовська
(розділ 1.3)

Наук. співроб. сектору ГБД
відділу НД та ОМБ


26.12.23

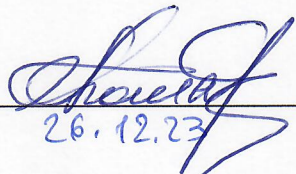
К.В. Жирякова
(розділ 1.3)

В.о. нач. відділу аналітичних
досліджень та організації
моніторингу


26.12.23

Ю. В. Олейнік
(розділи 1.2, 1.4)

Зав. сектором інформаційно-
аналітичної підтримки та
зв'язків з громадськістю


26.12.23

Л. Г. Комарова
(загальна редакція)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 71 с., 7 табл., 47 рис., 15 джерел.

ЧОРНЕ МОРЕ В МЕЖАХ ВИКЛЮЧНОЇ ЕКОНОМІЧНОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ, ЕВТРОФІКАЦІЯ, ПОКАЗНИКИ ДОБРОГО ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ, БАЗОВА ОЦІНКА, ПОКАЗНИКИ ІНДЕКСУ ТРОФНОСТІ І ЯКОСТІ МОРСЬКИХ ВОД.

Об'єкт дослідження – морські води і екосистема Чорного моря в межах виключної морської економічної зони України.

Мета НДР – оцінка стану морських екосистем після руйнування греблі Каховської ГЕС внаслідок збройної агресії Російської Федерації.

Методи дослідження – в НДР використовувалися: традиційні методи аналітичного узагальнення даних та статистичного аналізу, екологічні спостереження виконані УкрНЦЕМ, супутникова інформація, дані Державної гідрометеорологічної служби України та дані літературних джерел.

Результати дослідження – проведено оцінки стану екосистем Чорного моря після підриву греблі Каховської ГЕС за гідрологічними, гідрохімічними, гідробіологічними показниками. Підрив Каховської ГЕС у червні мав критичні наслідки для морських екосистем, зокрема спричинив зниження солоності води та перебудову складу фітопланктону та зоопланктону за рахунок збільшення прісноводних видів. Значні рівні забруднення були ідентифіковані в пробах морської води та біологічних об'єктах (риба, молюски, дельфіни). Восени спостерігалось стабілізування екосистеми Одеської затоки, стан якої змінився до середніх багаторічних показників. Для аналізу впливу антропогенних факторів на водні екосистеми застосована модель AQUATOX. Виявлено, що точки критичного ризику у довоєнні роки переважно співпадали із весняними та осінніми періодами 2011, 2012, 2013, 2017, 2018, 2020, 2021 рр., в той самий час як для 2023 р. точки критичного ризику зберігались майже впродовж всього року. Аналіз динаміки екосистемного ризику показав, що після зовнішнього впливу екосистема прагне повернутися до своїх початкових значень, пристосовуючи свою біотичну структуру та інтенсивність зміни біомаси для збереження оптимального балансу у нових умовах.

ЗМІСТ

	С.
Перелік умовних позначень і скорочень	5
Вступ.....	6
1 Аналіз океанографічних показників стану морського середовища	8
1.1 Гідрологічні показники.....	8
1.2 Гідрохімічні показники	13
1.3 Гідробіологічні показники	20
1.4 Показники токсичного забруднення.....	29
1.4.1 Методи проведення оцінки екологічного стану.....	29
1.4.2 Дослідження води на вміст забруднюючих речовин.....	31
1.5 Супутникові спостереження.....	37
2 Математична модель екосистеми Чорного моря	45
3 Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на якість прибережних вод Чорного моря у 2023 р. у порівнянні із довоєнним періодом з 2011 по 2021 р.....	56
3.1 Постановка математичного експерименту	56
3.2 Аналіз результатів математичного експерименту	63
Висновки	67
Перелік джерел посилання.....	70

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

ГДК	гранично-допустима концентрація
ГЕС	гідроелектростанція
ЕН	екологічний норматив
ЗРПП	забруднюючі речовини промислового походження
ЗРСП	забруднюючі речовини сільськогосподарського походження
Кз	коефіцієнт забруднення
ПАВ	поліциклічні ароматичні вуглеводні
ПЗЧМ	північно-західна частина Чорного моря
ТМ	токсичні метали

ВСТУП

Внаслідок збройної агресії Російської Федерації збитки Україні завдаються в результаті впливу воєнних дій на: екосистеми прибережних територій морів України, морські екосистеми та на функціонування морегосподарського комплексу України.

Вплив на прибережні території здійснюється в результаті наступних дій:

- 1) розміщення і переміщення військових частин і техніки на прилеглий території;
- 2) будівництво фортифікаційних споруд;
- 3) бомбардування, обстріли, вибухи;
- 4) розміщення (накопичення) на прилеглий території відходів (в тому числі залишків військової техніки), тіл померлих, тіл загиблих тварин, забруднюючих та небезпечних речовин, боєприпасів;
- 5) мінування прилеглих територій;
- 6) підпали та пожежі;
- 7) хімічне та/або радіаційне забруднення, у тому числі таке, що виникло внаслідок руйнування та/або аварій на комунальних, промислових, сільськогосподарських, інших об'єктах, спричиненої воєнними діями.

Факторами впливу на морське довкілля є:

- надходження біогенних та токсичних речовин з наземних джерел та з атмосфери;
- надходження мікробіологічного забруднення з наземних джерел;
- надходження сміття з наземних джерел;
- фізичні втрати;
- шумове забруднення.

Безпосередній вплив на морські екосистеми здійснюється в результаті:

- 1) маневрування військових суден;

- 2) запуску ракет з суден та підводних човнів (скиди горючого палива (газів), у т.ч. невдалі запуски ракет, що залишилися в морі;
- 3) затоплення суден в результаті воєнних дій;
- 4) затоплення боєприпасів із радіоактивними та/або хімічно активними складовими;
- 5) забруднення уламками літаків та ракет, збитих над морською поверхнею;
- 6) радіоактивне забруднення морського довкілля підводними човнами з ядерними установками (небезпеку становлять як компоненти відпрацьованого ядерного палива, так і радіаційно забруднені корпуси атомних підводних човнів, утилізація яких здійснюється за високою вартістю);
- 7) мінування акваторій;
- 8) постріли, вибухи;
- 9) дія суднових радарів (зокрема, підводних човнів).

Факторами впливу на морське довкілля в результаті визначених дій є:

- надходження нафтопродуктів та інших токсичних речовин
- надходження біогенних речовин
- надходження радіоактивних речовин
- завдання шкоди окремим морським організмам та пошкодження морських біоценозів;
- надходження сміття;
- постійне (фонове) шумове забруднення;
- гостре шумове забруднення (зокрема, акустичні травми китоподібних).

Серед усіх подій від збройної агресії РФ підрив Каховської гідроелектростанції (ГЕС) 6 червня 2023 року мав критичні наслідки для морських екосистем північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ), зокрема спричинив зниження солоності води та перебудову складу фітопланктону та зоопланктону за рахунок збільшення прісноводних видів. Значні рівні забруднення були ідентифіковані в пробах морської води та біологічних об'єктах (риба, молюски, дельфіни) у Одеському регіоні.

1. АНАЛІЗ ОКЕАНОГРАФІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ СТАНУ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1 Гідрологічні показники

Катастрофа, що сталась в результаті підриву греблі Каховської ГЕС 6 червня 2023 року через її мінування та підрив окупаційними військами РФ, привернула увагу всього світу, зокрема Європейського Союзу. Відбулося обвальне скидання води в річку Дніпро, далі повенева хвиля досягла Дніпровсько-Бузького лиману і потім вийшла в акваторію північно-західної частини Чорного моря. На рисунку 1.1 представлено динаміку зміни рівня води в Каховському водосховищі з моменту її першого обстрілу, який стався 11 листопада 2022 року. Це – фрагмент карти (рис. 1.2), побудованої Координаційним центром реагування на надзвичайні ситуації ЄС [1].

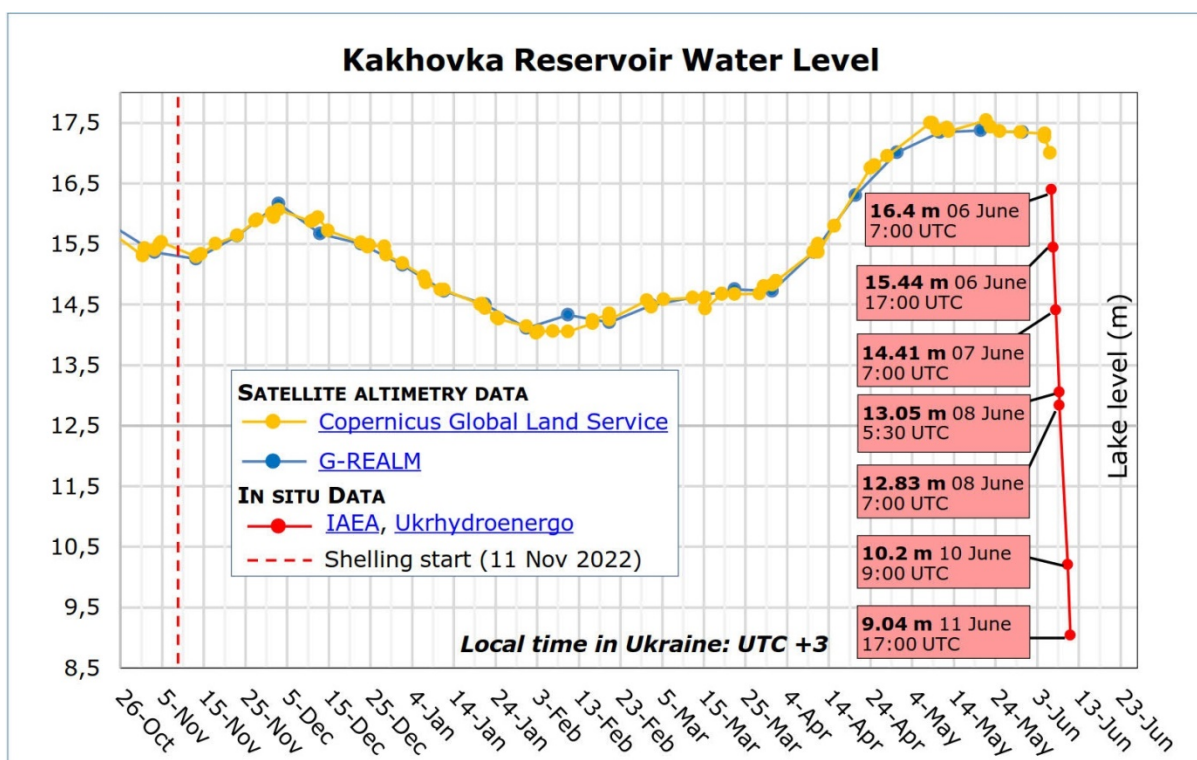


Рисунок 1.1 – Динаміка рівню води в Каховському водосховищі

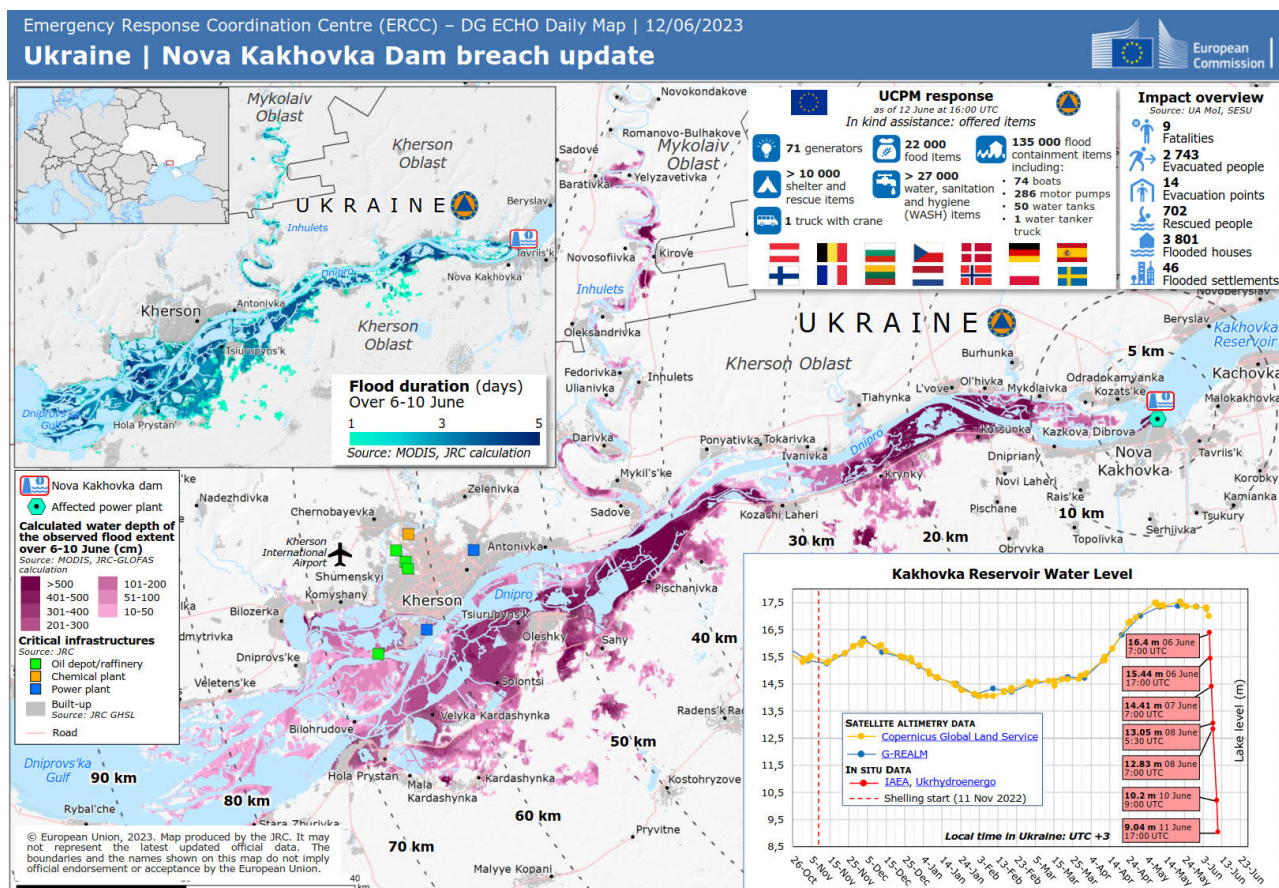


Рисунок 1.2 – Інформаційна карта щодо руйнування греблі Каховської ГЕС

Як зазначається в Постанові № 313 від 06.09.2023 р. Президії Національної академії наук України «Про екологічні наслідки руйнування греблі Каховської ГЕС» [2] у зоні лиха опинилося понад 16 тис. людей та 80 населених пунктів. Руйнування греблі призвело до значних людських жертв та масштабної екологічної катастрофи і має всі ознаки воєнного злочину та екоциду. Під час підриву греблі Каховської ГЕС і як наслідок осушення та фрагментації Каховського водосховища сталася катастрофічна загибель багатьох водних рослин і тварин. Через пришвидшення й турбулізацію течії нижче Каховської ГЕС нищівного впливу зазнали різні складові водних та прибережних екосистем, відбулося значне опріснення північно-західної частини Чорного моря. Донні біоценози, планктонні угруповання, плавні й прибережна рослинність вздовж основного та найбільших гирл дельти, а також значної частини Дніпровсько-Бузького лиману були майже повністю знищені (змиті або засипані донними наносами) потоками води за перші чотири доби.

Великий вплив, а часто і визначальний, на динаміку поверхневих вод ПЗЧМ, має вітровий режим. На рисунку 1.3 наведено прогресивно-векторну діаграму у порту Південний за червень 2023 року, з якої видно, що в період з 6 по 12 червня напрям вітру був нестабільним і швидкість його була незначною. На поширення повеневої хвилі в початковий період вітровий потік не міг суттєво впливати.

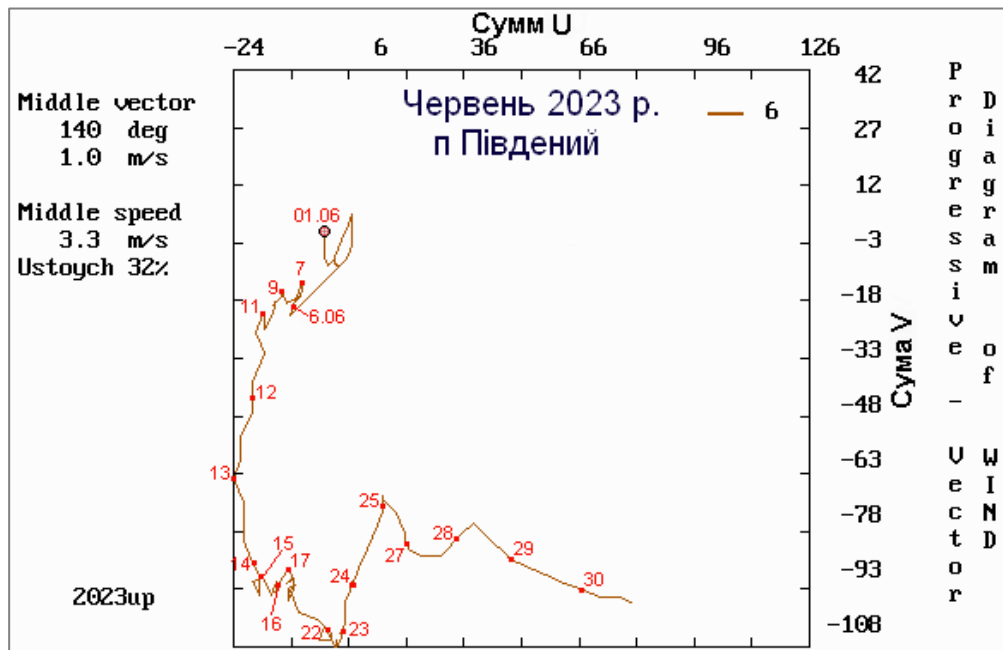


Рисунок 1.3 – Середньодобова прогресивно-векторна діаграма перенесення повітряних мас у червні 2023р. (за даними СГМ порту Південний)

Солоність морської води в Одеській затоці здебільшого формується внаслідок змішування трансформованих вод Дніпровсько-Бузького лиману та більш солоних вод відкритої частини моря. На рисунку 1.4 показано суміщений графік середньомісячних значень солоності у 2023 році та багаторічних місячних норм солоності розрахованих за тридцятирічний період.

Мінімальна солоність у червні пов'язана з потужним паводком Дніпровсько-Бузьких вод викликаного руйнуванням греблі Каховської ГЕС. На рисунку 1.5 показано добовий хід температури та солоності морської води в Одеській затоці за три тижні до аварії та протягом трьох тижнів після. Мінімальне значення солоності 4,10 опс було зафіксовано 13 червня.

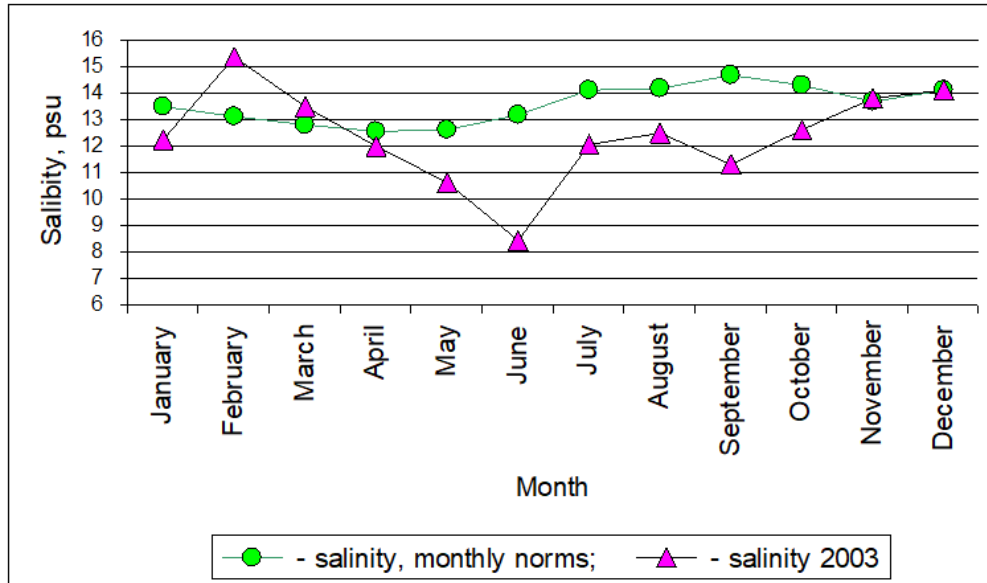


Рисунок 1.4 – Місячні норми солоності морської води та її середньомісячні значення за 2023 рік (за даними ГМС «Одеса-порт»)

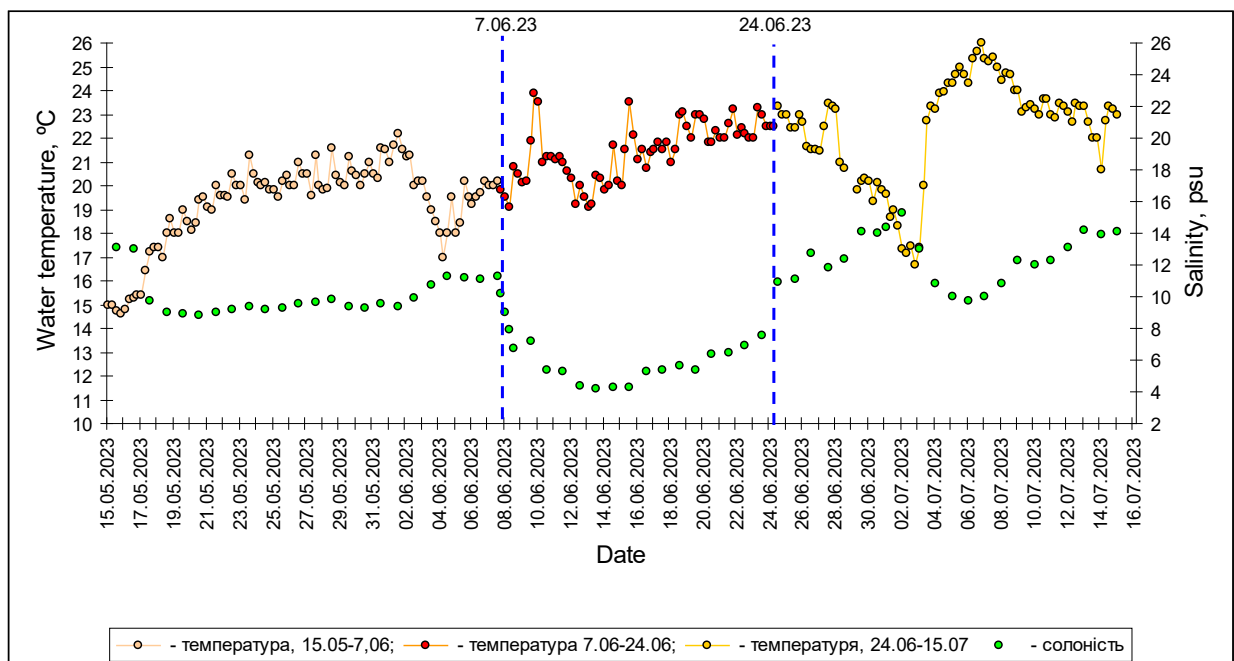


Рисунок 1.5 – Вплив руйнування греблі Каховської ГЕС 6 червня 2023 року на солоність і температуру морської води в Одесі (за даними ГМС «Одеса-порт»)

Слід зазначити, що за останні двадцять років за даними ГМС «Одеса-порт» були зафіксовані і більш нижчі значення солоності морської води. Так 21.04.2006 р. значення солоності було 4,15 опс, 14.04.2013 р. – 3,25 опс.

Різке падіння солоності морської води на початку червня також фіксувалось у пунктах спостережень м. Південне та м. Чорноморськ (рис. 1.6; табл. 1.1).



Рисунок 1.6 – Добовий перебіг значень солоності морської води у пунктах спостережень Одеси, Південного та Чорноморська у червні 2023 р. о 12:00

Таблиця 1.1 – Солоність морської води

Місце спостереження	Дата	Значення солоності, опс		ΔS опс	Мін. значення	
		До	Після		Дата	Солоність, опс
Одеса	08.06	11,30	6,76	4,54	13.06	4,16
Південний	09.06	10,32	2,72	7,58	10.06	2,64
Чорноморськ	10.06	7,50	5,60	1,90	13.06	2,81

Повеневий потік, викликаний обваленням греблі Каховської ГЕС, поширювався до ПЗЧМ у західному напрямку та у перші дві доби відхилявся від північного узбережжя. Зниження значень солоності морської води в Одеському порту відбулося раніше, ніж у Південному, який розташований ближче до Дніпровсько-Бузького лиману на 20 км, що пов'язано з вихороподібною антициклонічною формою потоку.

У 2023 році максимальний об'єм розпріснених річкових вод потрапив до ПЗЧМ в червні. Цього місяця збіглися дві події: максимальний стік Дунаю та вихід потужної аварійної повені з Дніпровсько-Бузького лиману, що викликало процеси інтенсивного розвитку фітопланктону (рис. 1.7).

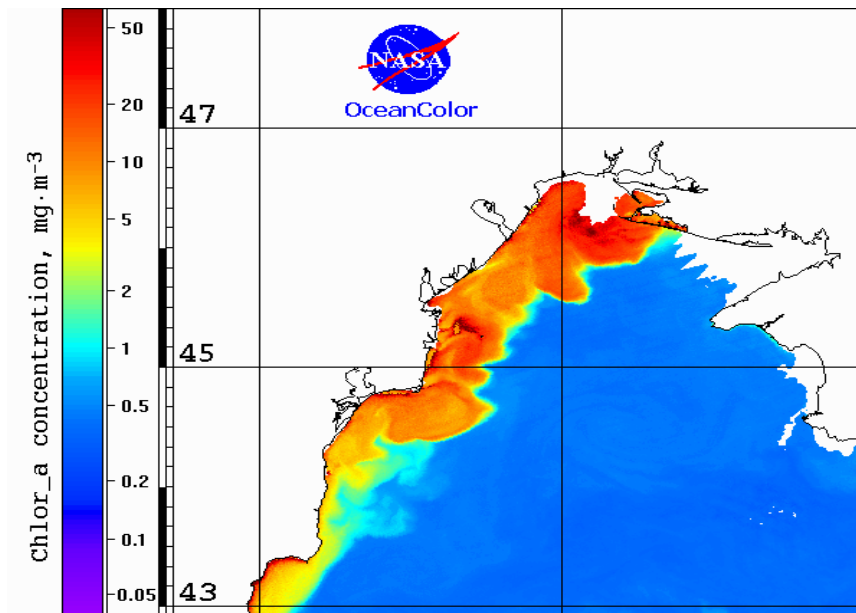


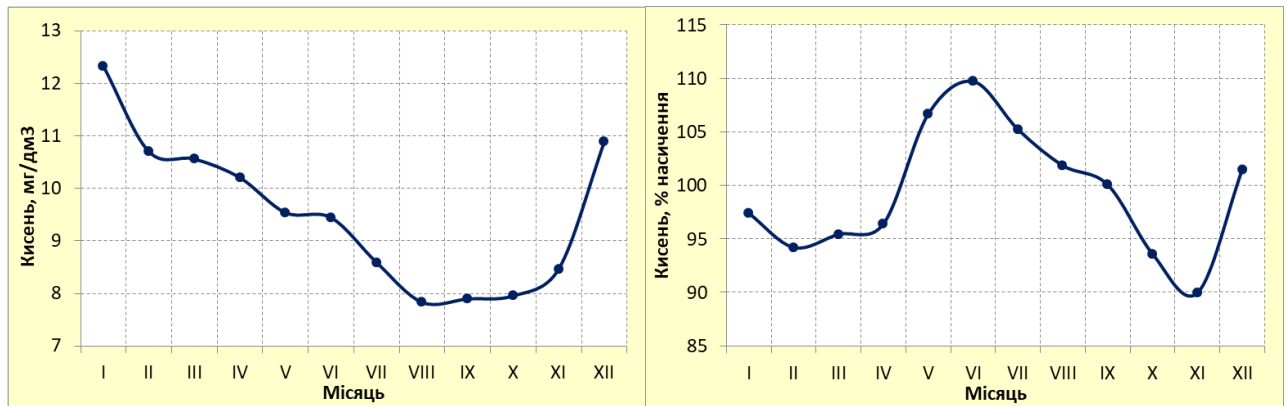
Рисунок 1.7 – Просторовий розподіл концентрації хлорофілу-а у ПЗЧМ 24.06.2023 р.

1.2 Гідрохімічні показники

Регулярні екологічні спостереження виконуються УкрНЦЕМ в рекреаційній зоні м. Одеси водного масиву CW5 з початку XXI сторіччя з періодичністю раз у тиждень. У 2023 р. екологічні спостереження виконувались на двох станціях водного масиву CW5 в районах Одеського яхт-клубу та, після підриву греблі Каховської ГЕС, мису Малий Фонтан.

За даними вимірювань у 2023 р. абсолютний вміст кисню змінювався в діапазоні від 5,7 мг/дм³ до 12,3 мг/дм³, а відносний – від 68,6 % до 125,0 % насичення. В річному ході максимальний абсолютний вміст кисню відмічався в зимові періоди і зменшувався з підвищенням температури води, що обумовлюється зменшенням ступеню його розчинності (рис. 1.8). Підвищене насичення вод киснем спостерігалось в літній період 2023 р., що обумовлювалось інтенсифікацією процесів фотосинтезу фітопланктону. При цьому максимальне насичення 123,0-125,0 % спостерігалось в середині червня

в районі мисів Малий Фонтан та Великий Фонтан, а також в районі Одеського яхт-клубу.



а

б

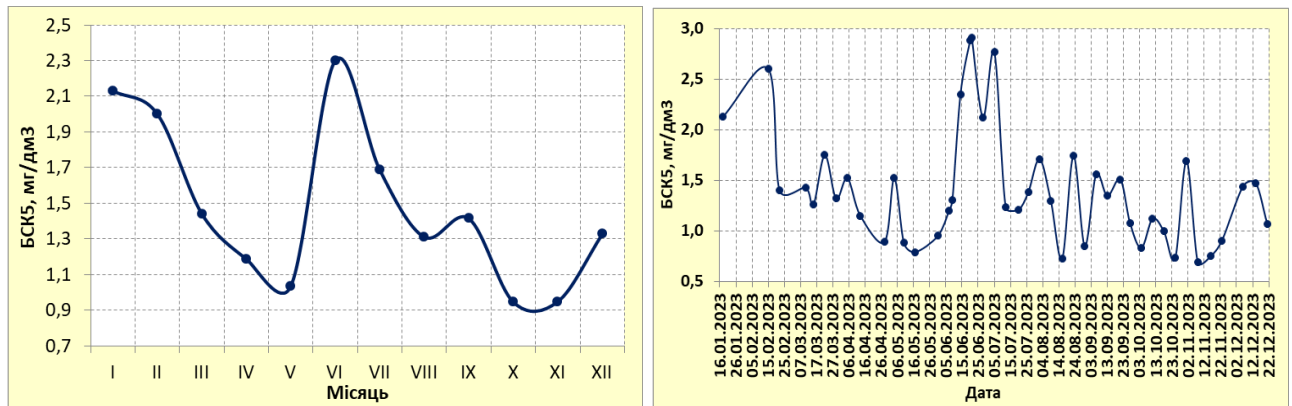
Рисунок 1.8 – Середньомісячний абсолютний (а) і відносний (б) вміст кисню

В цілому, значення вмісту кисню у 2023 р. відповідали «доброму» екологічному стану (ДЕС), зокрема і після руйнування греблі Каховської ГЕС.

Біологічне споживання кисню (БСК₅) в 2023 р. змінювалось в діапазоні від 0,4 мг/дм³ до 3,1 мг/дм³ при середньому річному значенні – 1,5 мг/дм³. Підвищені значення БСК₅ спостерігались після підриву греблі Каховської ГЕС з 14 червня по 5 липня. Незначне перевищення значення ГДК [3]-[5] (3,0 мг/дм³ визначеного для вод рибогосподарських водойм) спостерігалось 20 червня в районі станції мис Великий Фонтан. Очевидно, підвищені значення БСК₅ були викликані значним надходженням органічних речовин з Дніпровсько-Бузького лиману. Внутрішньорічна мінливість середніх місячних значень і середніх значень БСК₅ по водному масиву CW5 в дати відбору проб наведена на рисунку 1.9.

Значення водневого показника в 2023 р. в прибережних водах м. Одеси за даними вимірювань коливались в діапазоні від 8,25 од. рН до 9,04 од. рН і в середньому складало 8,66 од. рН., що перевищувало ГДК, визначених для внутрішніх морських вод України (8,50 од. рН). Перевищення ГДК відмічались з квітня і до кінця року (рис. 1.10), максимальні значення рН зафіксовані в

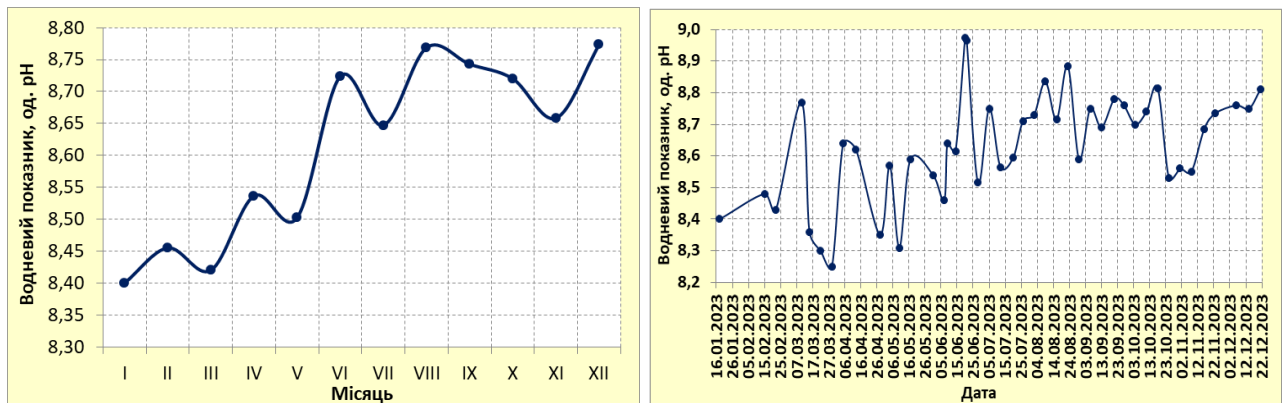
районах мису Великий Фонтан, мису Малий Фонтан та Одеського яхт-клубу 20 і 21 червня – 9,04 од. рН, 9,03 од. рН та 8,9 од. рН, відповідно.



а

б

Рисунок 1.9 – Мінливість значень БСК₅: середньомісячна (а) і середня в дати відбору проб (б) в прибережних водах м. Одеси



а

б

Рисунок 1.10 – Мінливість значень водневого показника: середньомісячна (а) і середня в дати відбору проб (б) в прибережних водах м. Одеси

Вміст розчиненого фосфору фосфатного в прибережних водах м. Одеси у 2023 р. в середньому складав 15,5 мкг/дм³, що за екологічною класифікацією відповідало «доброму» статусу. Проте, його високі концентрації в осінній та зимовий періоди (від 18,4 мкг/дм³ до 42,6 мкг/дм³), обумовлені процесами вертикального обміну і надходження до поверхні з придонного шару, відповідали «задовільному», «посередньому» та «поганому» статусам і не

відповідали ДЕС. В весняний і літній періоди вміст фосфатів зменшується за рахунок біохімічного споживання їх фітопланктоном. Підвищені значення в червні пов'язані з руйнацією греблі Каховської ГЕС (рис. 1.11).

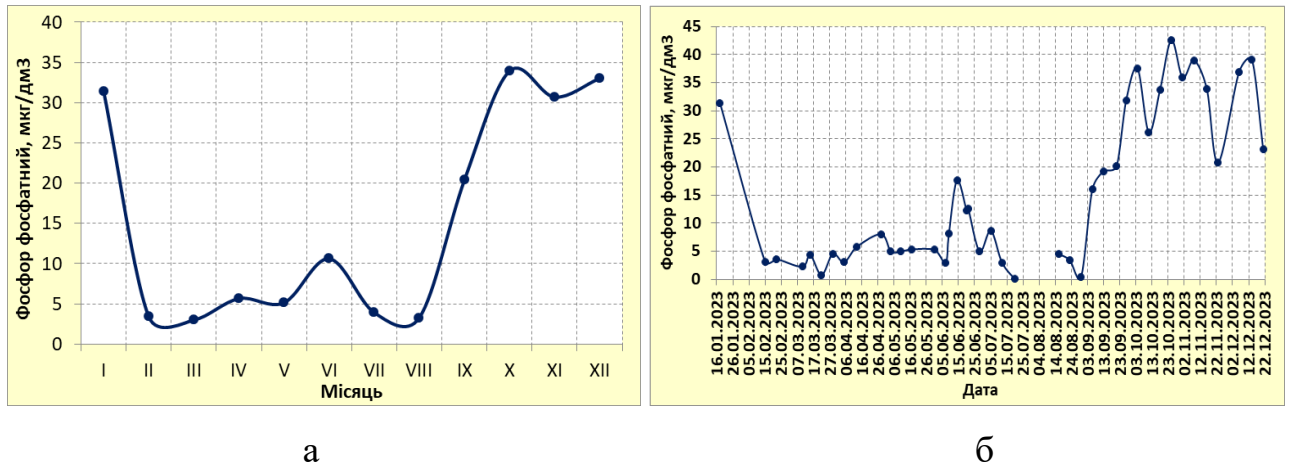


Рисунок 1.11 – Мінливість значень фосфору фосфатного: середньомісячна (а) і середня в дати відбору проб (б) в прибережних водах м. Одеси

Після катастрофи на Каховській ГЕС фіксувались високі значення органічного фосфору (рис. 1.12). Найвище значення спостерігались липні – 83,7 мкг/дм³. Високі значення в осінній та зимовий періоди 2023 року пов'язані з гідрометеорологічними умовами (хвилювання, шторми, гідрологічні особливості, змучування донних осадів).

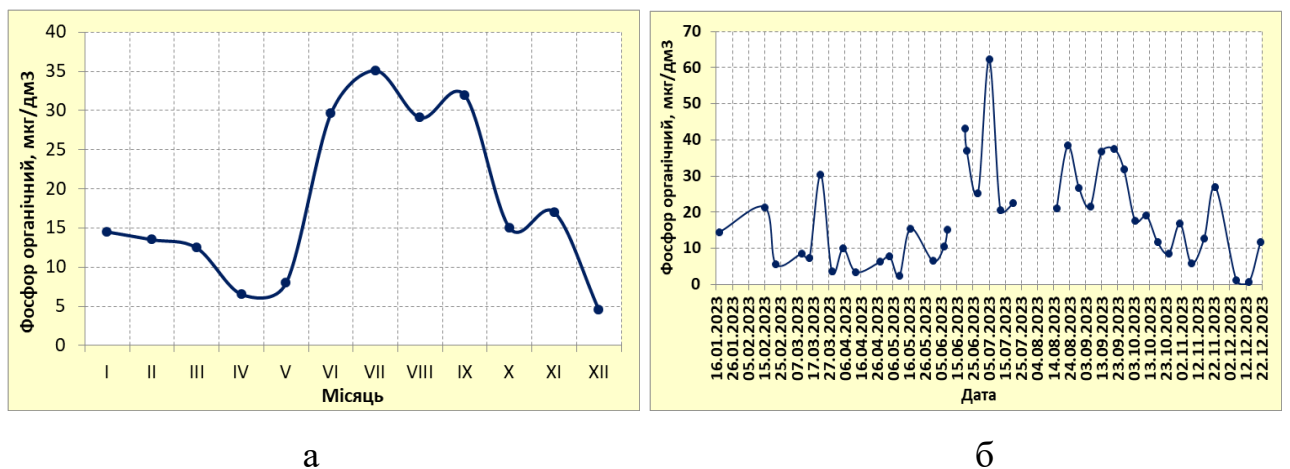
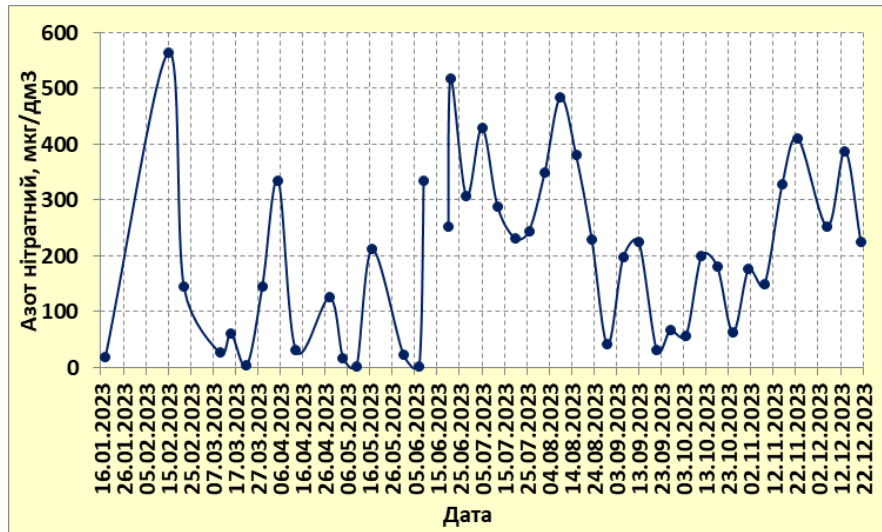


Рисунок 1.12 – Мінливість значень фосфору органічного: середньомісячна (а) і середня в дати відбору проб (б) в прибережних водах м. Одеси

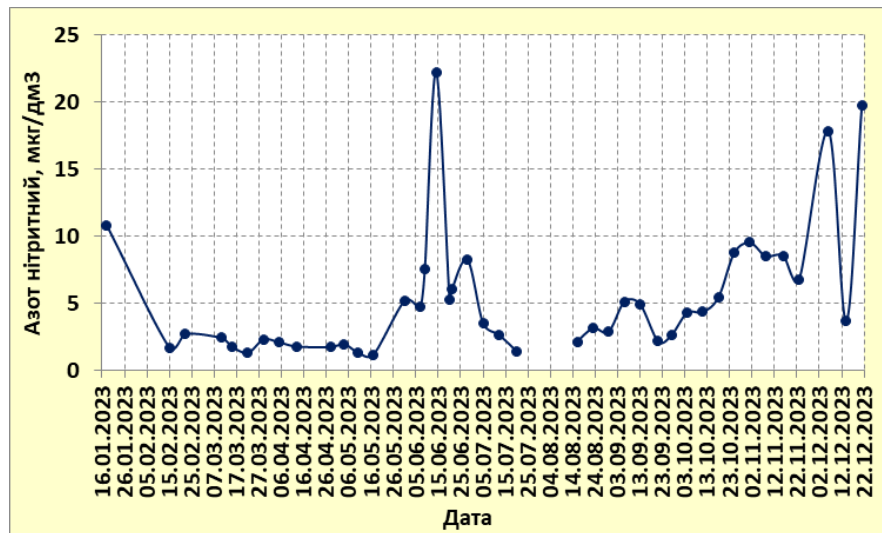
Середнє річне значення фосфору загального (суми мінеральних і органічних сполук) в 2023 р. в рекреаційній зоні м. Одеса склало 35,5 мкг/дм³, що за екологічною класифікацією якості відповідало «задовільному» статусу і не відповідало ДЕС. Починаючи з червня, після катастрофи на Каховській ГЕС, і до кінця року переважно за рахунок органічної форми спостерігались підвищені концентрації загального фосфору, які відповідали в основному «посередньому» статусу, не відповідали ДЕС.

За даними спостережень середні річні значення мінеральних форм азоту в прибережних водах м. Одеси в 2023 р. склали: 5,4 мкг/дм³ – азот нітритний, 226,5 мкг/дм³ – азот нітратний, 54,4 мкг/дм³ – азот амонійний, що відповідало по всім формам переважно «поганому» екологічному статусу і не відповідало ДЕС. Високі значення концентрацій мінеральних форм азоту реєструвались до кінця року переважно після катастрофи, що сталась в результаті підриву греблі Каховської ГЕС (рис. 1.13-1.14).

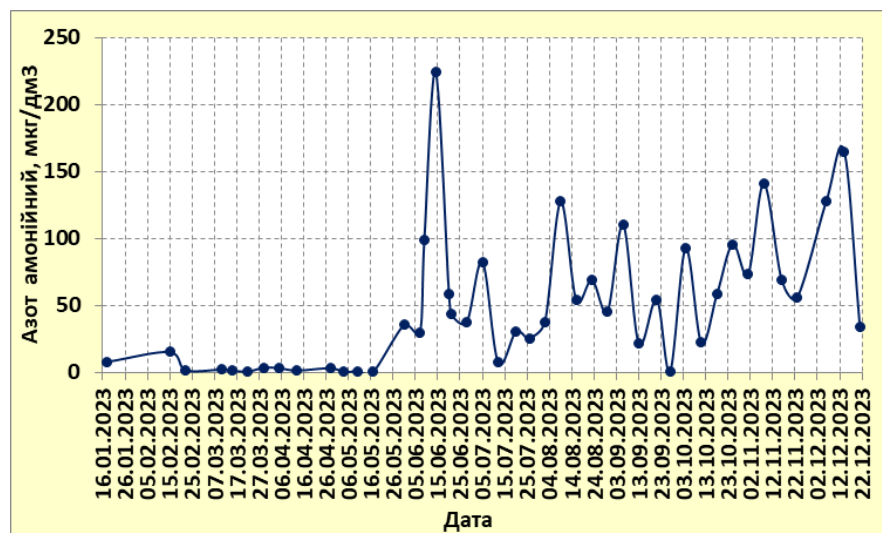
Концентрація азоту органічного в прибережних водах м. Одеси в середньому за рік склала 2873 мкг/дм³. За даними спостережень співвідношення Норг. / Нмін. в середньому дорівнювало 18,1 од. В цілому, річний хід органічної складової азоту практично співпадає з ходом азоту загального, тому що в складі останнього значно переважає органічна форма. В річному ході середнього місячного вмісту азоту органічного найвищі значення відмічаються в першій половині року, що скоріше за все пов'язано з контрольованим РФ стоком з Дністровсько-Бузького лиману та активними бойовими діями.



а



б



в

Рисунок 1.13 – Мінливість значень мінеральних форм азоту: нітратного (а), нітратного (б) і амонійного (в) в прибережних водах м. Одеси

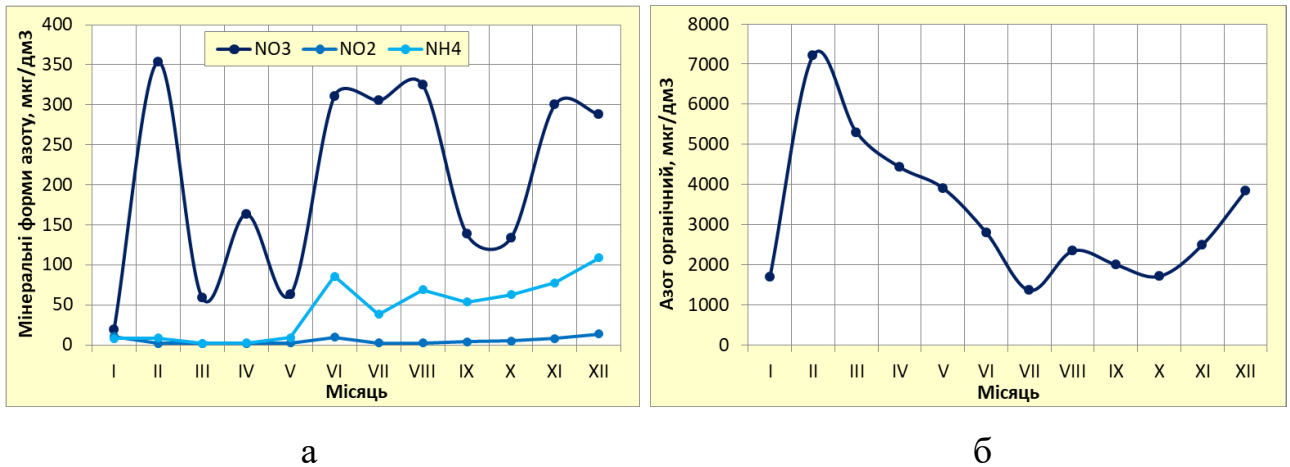


Рисунок 1.14 – Середньомісячна мінливість значень суми мінеральних (а) та органічної (б) форм азоту в прибережних водах м. Одеси

Концентрації кремнію в прибережних водах м. Одеси в 2023 р. змінювались в широкому діапазоні від аналітичного нуля (< 10,0 мкг/дм³) до 701 мкг/дм³. Середнє річне значення склало 269 мкг/дм³, відповідало «задовільному» екологічному статусу і не відповідало ДЕС. В річному ході вмісту кремнію максимальні його значення спостерігались в зимовий та осінній періоди (рис. 1.15), високі значення спостерігається і після підриву греблі Каховської ГЕС.

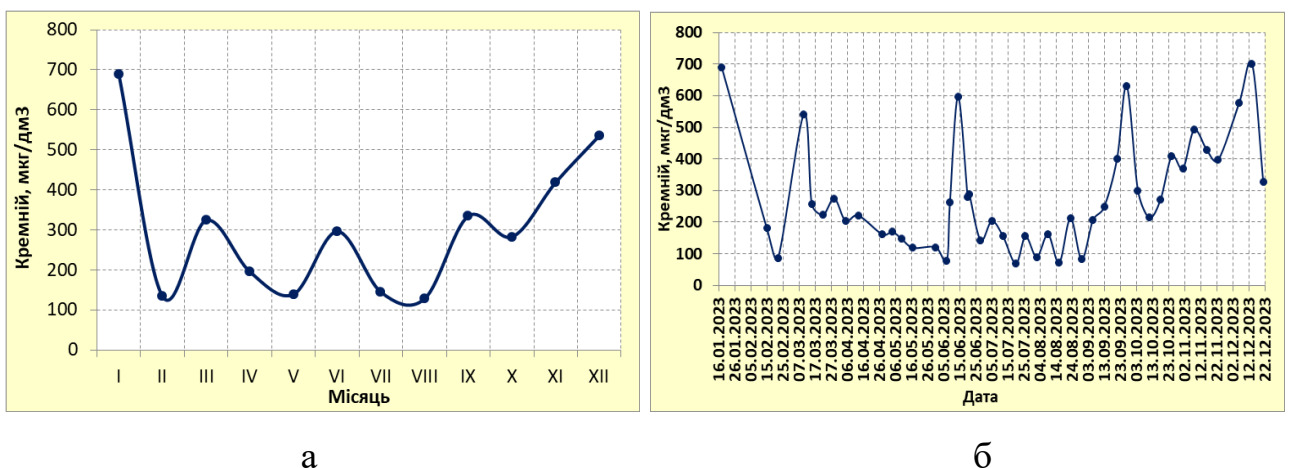


Рисунок 1.15 – Мінливість значень кремнію: середньомісячна (а) і середня в дати відбору проб (б) в прибережних водах м. Одеси

1.3 Гідробіологічні показники

Хлорофіл-а. Після підриву греблі Каховської ГЕС показники концентрації хлорофілу-а різко зросли на порядок, з 2,8 мкг/л до 35,8 мкг/л (рис. 1.16). Це значно перевищувало максимальні значення для прибережної акваторії м. Одеси, які становили 14,3 мкг/л у 2019 р. В минулому (2022р.) приблизно в той самий час показники концентрації хлорофілу-а були на рівні 5,1 мкг/л. Потім показники концентрації хлорофілу-а знизились, що співпадає з показниками минулого року.

Середньомісячні значення концентрації хлорофілу-а в 2022 році досягали максимального значення в серпні (4,45 мкг/л) і були більш ніж вдвічі вище аналогічних показників в серпні 2023 року (1,84 мкг/л) (рис. 1.17).

Середньомісячні значення хлорофілу-а в 2023 році були максимальними в червні (14,7 мкг/л), майже в 5 разів перевищуючи аналогічний показник червня 2022 року.

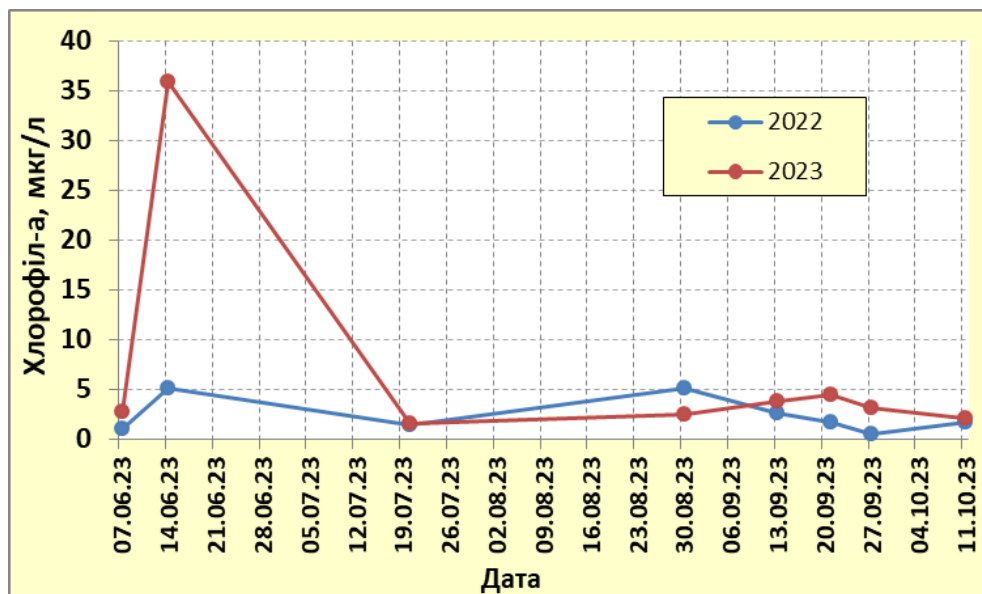


Рисунок 1.16 – Динаміка концентрації хлорофілу-а

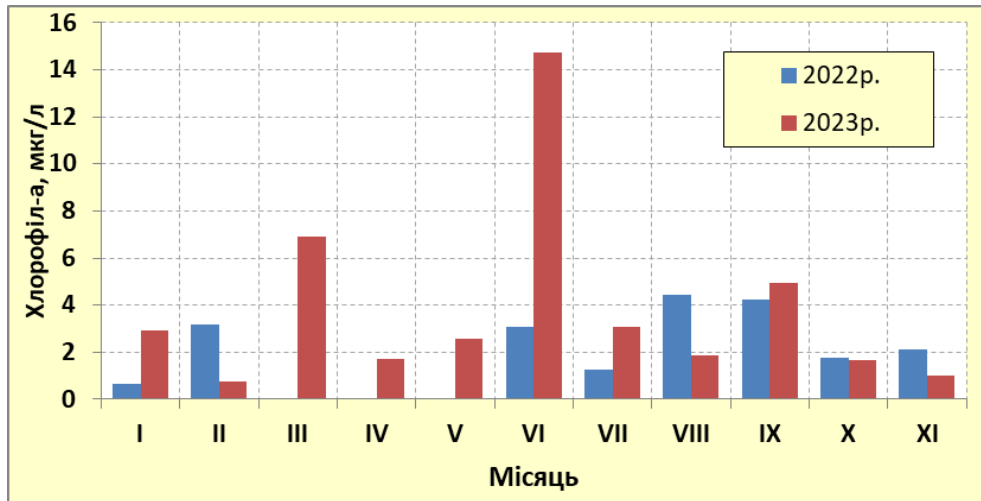


Рисунок 1.17 – Середньомісячні значення концентрації хлорофілу-а в прибережній акваторії м. Одеси в 2022 та 2023 роках

Протягом всього 2023 року мінливість середньомісячних значень солоності та концентрації хлорофілу-а в прибережній акваторії м. Одеси мала протилежний характер (рис. 1.18). Зростання концентрації хлорофілу-а супроводжувалося зниженням солоності. В червні після підриву дамби Каховської ГЕС солоність в прибережній акваторії м. Одеси знизилась з 12,3 опс (07.06.2023) до 4,3 опс (14.06.2023) при середньому місячному значенні 9,3 опс.

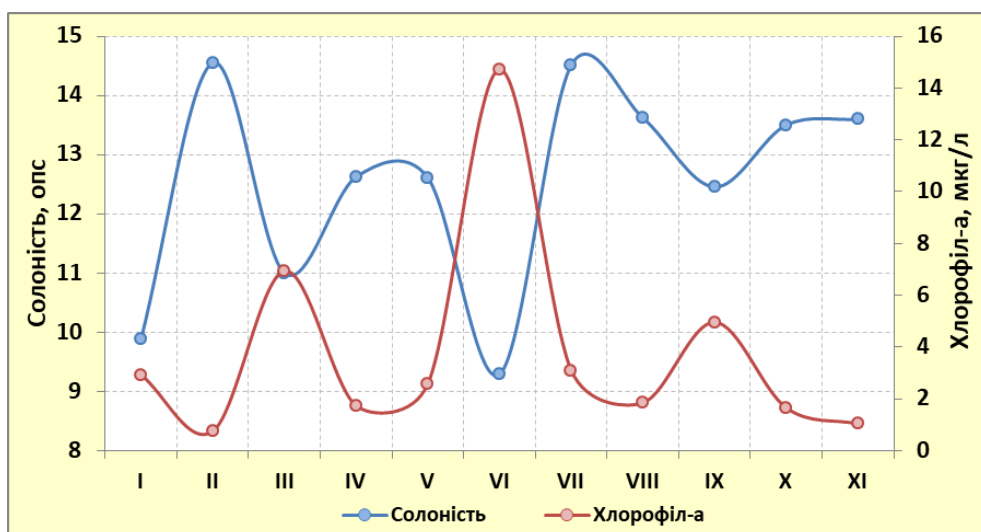


Рисунок 1.18 – Середньомісячні значення солоності та концентрації хлорофілу-а в прибережній акваторії м. Одеси в 2023р.

Фітопланктон. У 2023 році було зібрано та опрацьовано для визначення кількості та якості фітопланктону 63 проби морської води з трьох точок відбору: закритої акваторії в Одеському яхт-клубі – 41 проба (з грудня 2022 р. по листопад 2023 р.), напівзакритої акваторії на мисі Малий Фонтан – 18 проб (з червня по листопад), та 4 проби у липні з відкритої акваторії моря між 13 та 16 станціями Великого Фонтану.

Було ідентифіковано 217 видів та надвидових таксонів, що відносяться до 15 систематичних груп (рис. 1.19): Bacillariophyceae (108 видів), Dinophyceae (47 видів), Cyanophyceae (22 видів), Chlorophyceae (28 видів) та решта 12 видів розподілені між 11 таксонами. Основу видового різноманіття склали діатомові (50,7 %) та дінофітові (22 %) водорості, але цього року після підриву греблі Каховської ГЕС було дуже багато прісноводних зелених та синьозелених водоростей, сукупно – 23,5 % в цілому за рік та більше 50 % видів у пробі після катастрофи (рис. 1.20-1.21). Загальна біомаса фітопланктону в 2023 році коливалася від 26 до 10436,7 мг/м³.

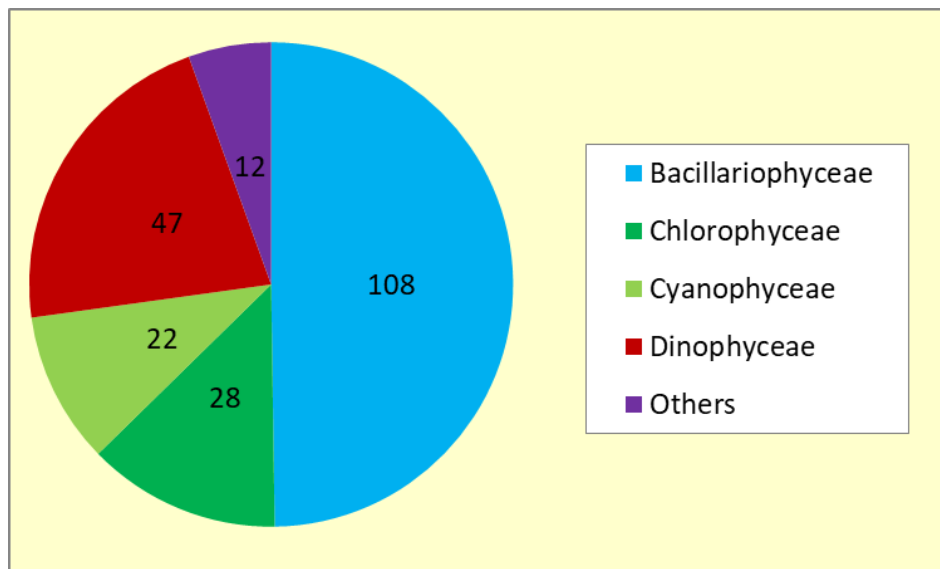


Рисунок 1.19 – Розподіл ідентифікованих видів за систематичними групами в прибережній акваторії м. Одеси в 2023р.

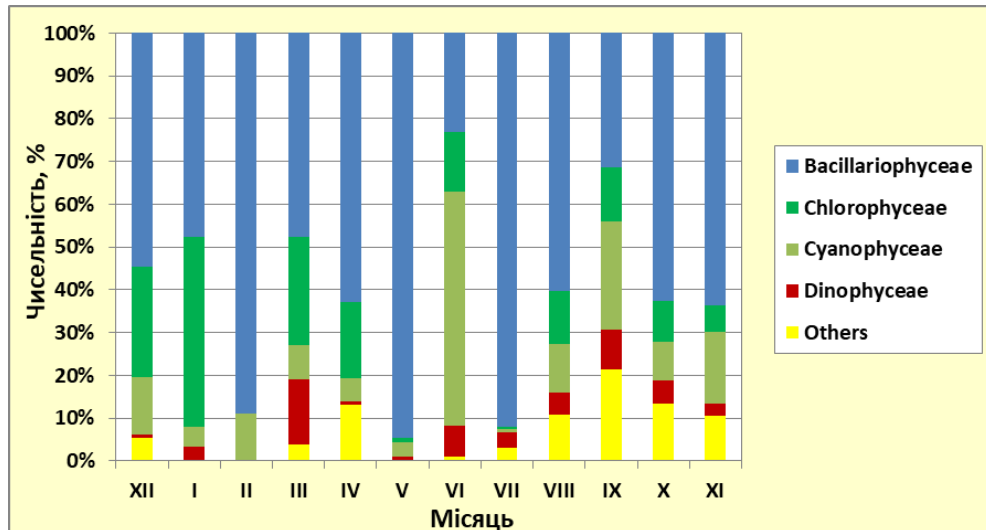


Рисунок 1.20 – Співвідношення чисельності мікроводоростей у 2023 році за систематичними групами

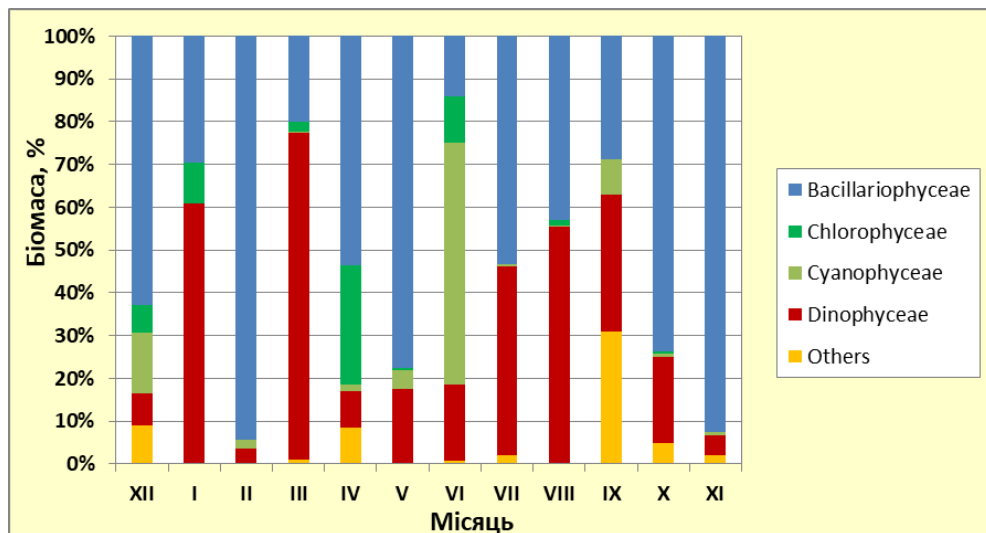


Рисунок 1.21 – Співвідношення біомаси мікроводоростей у 2023 році за систематичними групами

1 березня, було відмічено вже традиційне останні декілька років зимове цвітіння *Chimonodinium lomnickii* з чисельністю 248 тис кл/л, та біомасою 1557,5 мг/м³.

31 травня було зафіксовано цвітіння нанопланктону *Chaetoceros trondsenii* з чисельністю 7662 тис кл/л та біомасою 673,6 мг/м³.

Головною подією року, яка суттєво вплинула на фітопланктонне угруповання північно-західної частини Чорного моря безумовно був підрив греблі Каховської ГЕС, що спричинило спочатку бурне цвітіння синьо-зелених

водоростей, а потім підвищення не фотосинтезуючих дінофітових водоростей, які є показниками евтрофікації водойми та деякі з яких є потенційно токсичними.

9 червня біля мису Малий Фонтан спостерігалось збільшення кількості видів у пробі в порівнянні з 7 червня в основному за рахунок зелених та синьозелених водоростей. 14 червня на пляжах Одеси спостерігався «зелений приплив» – цвітіння комплексу синьозелених водоростей *Aphanizomenon flosaquae* (2882,6 мг/м³), *Microcystis aeruginosa* (3345,9 мг/м³) та *Dolichospermum flosaquae* (1008,9 мг/м³). Крім них у пробі були присутні ще 43 види мікроводоростей з загальною біомасою 10436,7 мг/м³. Більше половини (52 %) видів в пробі належали прісноводним зеленим та синьо-зеленим водоростям та вони склали 88 % біомаси проби.

За місяць чисельність та біомаса зелених та синьозелених водоростей значно скоротилася (рис. 1.22), натомість підвищилась кількість морських видів, зокрема і гетеротрофних дінофлагелат, які є показником евтрофікації.

Пік біомаси 20 липня (3415,41 мг/м³, 34 види) був зумовлений розвитком крупних дінофітових водоростей *Tripos furca*, *Tripos muelleri*, *Tripos fusus*, потенційно токсичних *Dinophysis fortii* та *Phalacroma rotundatum*, декількох крупних видів роду *Protoperidinium*, *Lingulodinium polyedrum*, та крупними діатомовими водоростями *Chaetoceros curvisetus*, *Cerataulina pelagica*, *Ditylum brightwellii*, *Pseudosolenia calcar-avis* та *Proboscia alata*.

У вересні та листопаді зафіксовано розвиток гетеротрофної водорості *Ebria tripartita* класу *Ebriophyceae*, яка також є показником евтрофікації водойми. Впродовж осені загальні показники чисельності та біомаси фітопланктону не відрізнялися від звичайних багаторічних показників.

В цілому за 2023 рік екологічний стан моря біля Одеського узбережжя за показниками біомаси фітопланктону можна охарактеризувати як «добрий», крім літніх та частково осінніх місяців, коли відчувалися наслідки катастрофи на Каховській ГЕС.

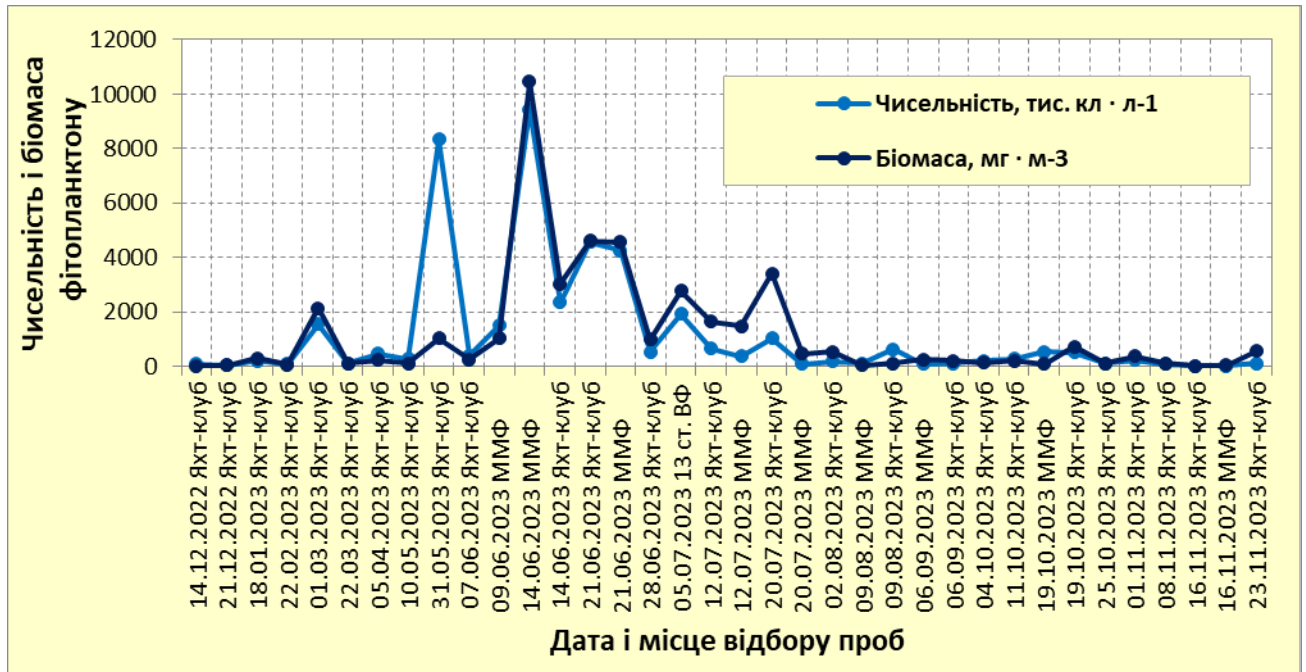
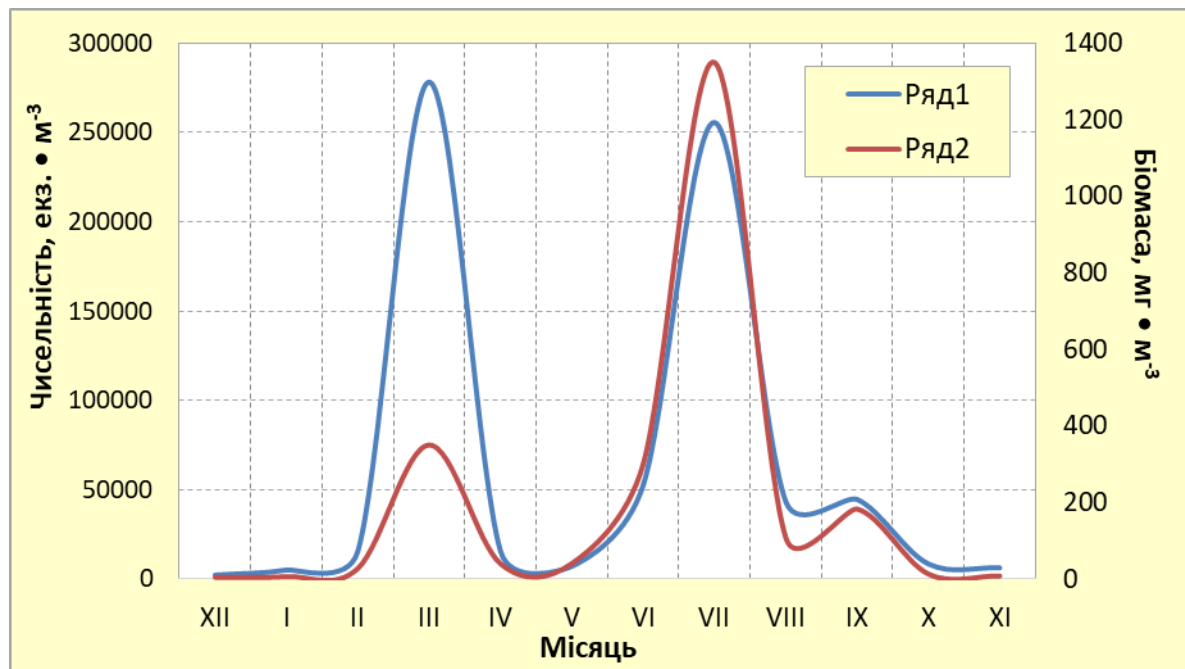


Рисунок 1.22 – Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у 2023 році

Зоопланктон. Після підриву Каховської ГЕС на початку червня вже через тиждень в Одеській затоці було відмічене значне зниження солоності води, що призвело до змін у зоопланктонному угрупованні. У видовому різноманітті доля прісноводних та солонуватоводних видів була на рівні 20-30 відсотків від загальної, кількісні показники зросли на порядок: чисельність в прибережній акваторії в середньому складала $34,2$ тис. екз \cdot m^{-3} , на відстані від берега доходила до $86,4$ тис. екз \cdot m^{-3} , біомаса на відповідних ділянках дорівнювала $164,3$ мг \cdot m^{-3} та $977,3$ мг \cdot m^{-3} (рис. 1.23). Зростання біомаси відбувалося за рахунок насамперед прісноводних Rotatoria та Cladocera, що мають великі розміри, до збільшення чисельності призвів швидкий розвиток солонуватоводних видів та винос з Дніпра дрібних масових Rotatoria.



Примітка: Ряд 1 – Чисельність, екз. • м⁻³, Ряд 2 – Біомаса, мг • м⁻³

Рисунок 1.23 – Динаміка чисельності та біомаси зоопланктону

Такі види, як коловертки *Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783, *Brachionus calyciflorus calyciflorus* Pallas, 1776, *Fillinia longiseta* (Ehrenberg, 1834), *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, *Synchaeta vorax* Rousselet, 1902, *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1934, *Bipalpus hudsoni* (Imhof, 1891); веслоногі раки роду *Acanthocyclops* Kiefer, 1927, гіллястовусі ракоподібні *Bosmina (Bosmina) longirostris* (O.F. Müller, 1785), *Cercopagis (Cercopagis) pengoi* (Ostroumov, 1891), *Cornigerius maeoticus* (Pengo, 1879), *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) є звичайними для водосховищ і лиманів системи р. Дніпро та можуть бути відмічені у зоопланктоні Чорного моря, особливо в місцях виходу річок або в опріснених районах. Зазвичай це поодинокі особини, які не мають значного розвинення. У червні та липні 2023 року усі ці види були присутні в зоопланктоні одеського регіону, деякі в значній кількості на різних стадіях розвитку. З підвищенням солоності більш 10 ‰ прісноводні види майже зникли з пелагіалі. У прибережних районах прісноводні види не реєструвалися вже в останні дні червня, проте у відкритому морі на відстані від берегу солонуватоводні види та полігалоби продовжували мати значний розвиток ще й у липні. Впродовж серпня гідрохімічні показники води поблизу Одеси

наблизилися до середніх характеристик по даному району, зоопланктон також мав риси, що відповідають сезонній динаміці розвитку. Наприкінці серпня чисельність складала $4,2 \text{ тис. екз} \cdot \text{м}^{-3}$, біомаса – $43,2 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$, домінуючою групою були веслоногі ракоподібні та тимчасові зоопланктонери, зокрема личинки бентосних організмів, склад по групах по місяцях (рис. 1.24).

Восени у пелагічному угрупованні продовжувалося зниження кількісних показників, що пов'язано із закінченням вегетації. Якісний склад зоопланктону відповідав літньому внаслідок теплої погоди і повільного зниження температури води. На початку листопаду чисельність зоопланктону дорівнювала $2,9 \text{ тис. екз} \cdot \text{м}^{-3}$, біомаса – $3,8 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$. Видовий склад відповідав сезону та складався з морських видів, типових для Одеського регіону, домінування відмічалось в групах меропланктону (за щільністю) та веслоногих раків (по біомасі).

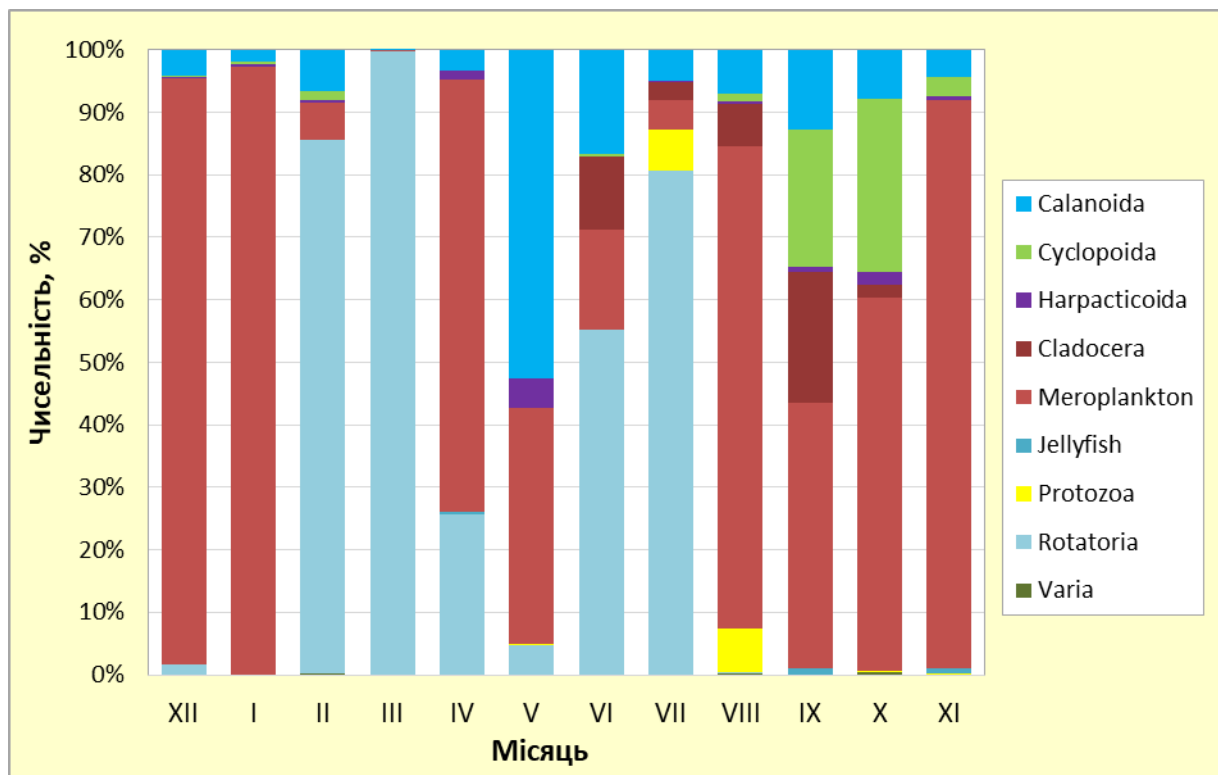


Рисунок 1.24 – Відсоток груп зоопланктону у загальній чисельності

Підриг Каховської греблі комплексно вплинув на стан всіх біоресурсів ПЗЧМ, зокрема Одеського регіону. Однак планктонне угруповання значною

мірою залежить від переміщення водних мас і за рахунок водообміну з сусідніми акваторіями, що менше зазнали впливу від надходження прісних вод з Дніпра, вже на початку серпня спостерігалось покращення, а до кінця літа якісні та кількісні характеристики почали відповідати сезону. Це пов'язано, перш за все, з динамічністю планктонних тварин, здатних під впливом течії долати значні відстані за добу, у порівнянні з малорухомими або нерухомими бентосними організмами, які часто не здатні швидко захопити постраждалу акваторію після зникнення негативного впливу на неї. Також зоопланктонні організми мають коротший, ніж у бентосних, цикл розвитку, тому їм потрібно менше часу для відновлення: від народження до початку розмноження проходять максимум тижні, а не місяці чи роки, як для деяких бентосних чи нектонних тварин.

Однак, хоча первинний вплив від гідрологічних змін на планктонне угруповання швидко минув, на даний момент важко сказати як забруднення акваторії вплине на угруповання в довгостроковій перспективі. Річ у тому, що основні метрики зоопланктону Одеського регіону розраховані на морські умови та можуть некоректно працювати в умовах розпріснення, навіть недовготривалого. Так, показники Ноктилюки або желетілих в естуарних зонах не працюють у зв'язку з неможливістю цих організмів повноцінно існувати при низькій солоності, і, очікувано, були некоректними під час найбільшого розпріснення акваторії й показували гарний стан біоти. Для більш точної оцінки необхідно продовжити спостереження на подальші роки для розгляду та порівняння даних у довготривалій перспективі.

В цілому ж за рік стан акваторії можна оцінити як поганий.

1.4 Показники токсичного забруднення

1.4.1 Методи проведення оцінки екологічного стану

Для оцінки використовувався коефіцієнт забруднення (Кз). Кз відображає концентрацію всіх забруднюючих речовин в окремий проміжок часу в заданому районі. Цей коефіцієнт розраховується як сума відносин концентрації кожної забруднюючої сполуки до її гранично допустимої концентрації віднесена до кількості вимірювань проведених в заданий проміжок часу.

Гранично допустимі концентрації (MAC-EQS) речовин взяті з Директиви ЄС 2013/39/ЄС, доповненої пріоритетними речовинами з Додатку XII.1.2 - Перелік пріоритетних хімічних забруднювачів ЗАКЛЮЧНИЙ НАУКОВИЙ ЗВІТ EMBLAS 4 ЛИСТОПАДА 2020 РОКУ, для біологічних об'єктів - з РЕГЛАМЕНТУ КОМІСІЇ (ЄС) № 1881/ 2006 рік і доповнені з бази даних NORMAN (NORMAN Ecotoxicology Database (norman-network.com)). У разі відсутності в директивах необхідної речовини, екологічний стан оцінювався за гранично допустимими концентраціями відповідно українського законодавства (ГДК), екологічних нормативів (ЕН) [6].

Точність відображення стану району за допомогою коефіцієнта Кз залежить від кількості станцій моніторингу в досліджуваному районі та кількості спостережень за певний проміжок часу.

$$CR = \frac{C_{\text{забр}}}{C_{\text{ПДК}}}$$

$$Kz = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n CR_i$$

Де:

CR – середнє відношення концентрації кожної забруднюючої речовини до її гранично допустимої концентрації;

Сзабр – середня концентрація забруднюючої речовини за проміжок часу;

$C_{ГДК}$ – гранично допустима концентрація забруднюючої речовини;

n – кількість забруднюючих речовин які взяті для оцінки кожної групи забруднювачів.

Екологічний стан району (водного масиву), визначається за наступним алгоритмом:

1. Визначається середня концентрація кожної вимірюваної забруднюючої речовини в районі, що оцінюється, за певний проміжок часу.

2. Розраховуються відносини середньої концентрації кожної вимірюваної забруднюючої речовини до її гранично допустимої концентрації відповідно до Українського чи Європейського законодавства.. Як що граничні концентрації для забруднюючої речовини відрізняються, в цих законодавствах, береться значення нижче за показником.

3. Забруднюючі речовини розділяють на три групи для яких визначають Кз:

- група токсичних металів (ТМ);
- група забруднюючих речовин сільськогосподарського походження (ЗРСП);
- група забруднюючих речовин промислового походження (ЗРПП).

4. Процедури описані в пунктах 1, 2, 3 проводять для води, донних відкладень та біологічного матеріалу відібраних в оцінюваному районі за певний проміжок часу. Екологічний стан визначається по найгіршій оцінці будь якої з трьох груп забруднюючих речовин в воді або донних відкладеннях. Оцінка біологічних об'єктів проводиться за таким же принципом окремо для кожного виду і вказує на екологічний стан району за період часу розвитку цього біологічного об'єкта (вік біологічного об'єкта), якщо цей вид осілий.

Шкала оцінки екологічного стану морської води в прибережних водних масивах за Кз відповідно «Морської природоохоронної стратегії України» підрозділяється на п'ять класів (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Стан якості прибережних водних масивів за вмістом забруднюючих речовин

Стан якості водних масивів	Показник Кз	Стан якості у колірному позначенні
	Забруднюючі речовини в морській воді	
Відмінний	$\leq 0,5$	
Добрий	$>0,5$ та $\leq 1,0$	
Задовільний	$>1,0$ та $\leq 2,5$	
Посередній	$>2,5$ та $\leq 5,0$	
Поганий	$>5,0$	

1.4.2 Наслідки підриву греблі Каховської ГЕС, дослідження води на вміст забруднюючих речовин

Після підриву греблі Каховської гідро електростанції за допомоги волонтерської організації «Всеукраїнського молодіжного руху "Let's do it Ukraine"» були додатково відібрані проби води та донних відкладень в річках Дніпро, Південний Буг та в Дніпровсько-Бузькому лимані. Загалом було проведено 3 експедиції.

В таблиці 1.3 представлені значення Кз для груп забруднюючих речовин та для індивідуальних речовин які оцінювались. Оцінка екологічного стану проводилась згідно директиві ЄС 2013/39/EU (MAC-EQS) доповненої пріоритетними речовинами з Додатку XII.1.2 - Перелік пріоритетних хімічних забруднювачів ЗАКЛЮЧНИЙ НАУКОВИЙ ЗВІТ EMBLAS 4 ЛИСТОПАДА 2020 РОКУ і з бази даних NORMAN (NORMAN Ecotoxicology Database (norman-network.com)).

Таблиця 1.3 – Екологічний стан води у річках та лимані за Кз у 2023 р.

Водний масив	Кз ТМ	Кз Cd	Кз Hg	Кз Pb	Кз Ni	Кз Cr	Кз As	Кз Co	Кз Cu	Кз Zn		Оцінка	
Річки Дніпро, Південний Буг та Дніпро-Бузький лиман	17,2	0,12	0,03	0,04	0,05	0,01	0,23	0,23	139	15,6		Погано	
	Кз ОЗСП	Кз ДДТ	Кз ΣДДТ	Кз β-НСН	Кз γ-НСН	Кз ΣНСН	Кз Гексахлорбензол	Кз Гептахлору	Кз Σ Ціклодієнових				
	10,9	0,32	0,20	0,01	3,15	0,44	0,04	82,2	1,18				
	Кз ОЗПП	Кз ПХБ 101	Кз ПХБ 118	Кз ПХБ 153	Кз ПХБ 138	Кз ПХБ 180	Кз нафталіну	Кз антрацену	Кз флуорантену	Кз бензо(b)флуорантену	Кз бензо(k)флуорантену		Кз бензо(a)пірену
	22,8	183	0	1,56	85,3	0,18	0	0,08	0,03	0,48	0,13	0,04	3,47

За даними виконаного аналізу вмісту ТМ, ОЗСП та ОЗПП в 2023 році вода яка надходила до Чорного моря після підриву Каховської ГЕС відповідала дуже поганому екологічному стану (табл. 1.3).

Для аналізу змінення коефіцієнту забруднення з часом після катастрофи проби відібрані з річок та лиману були розбиті на райони:

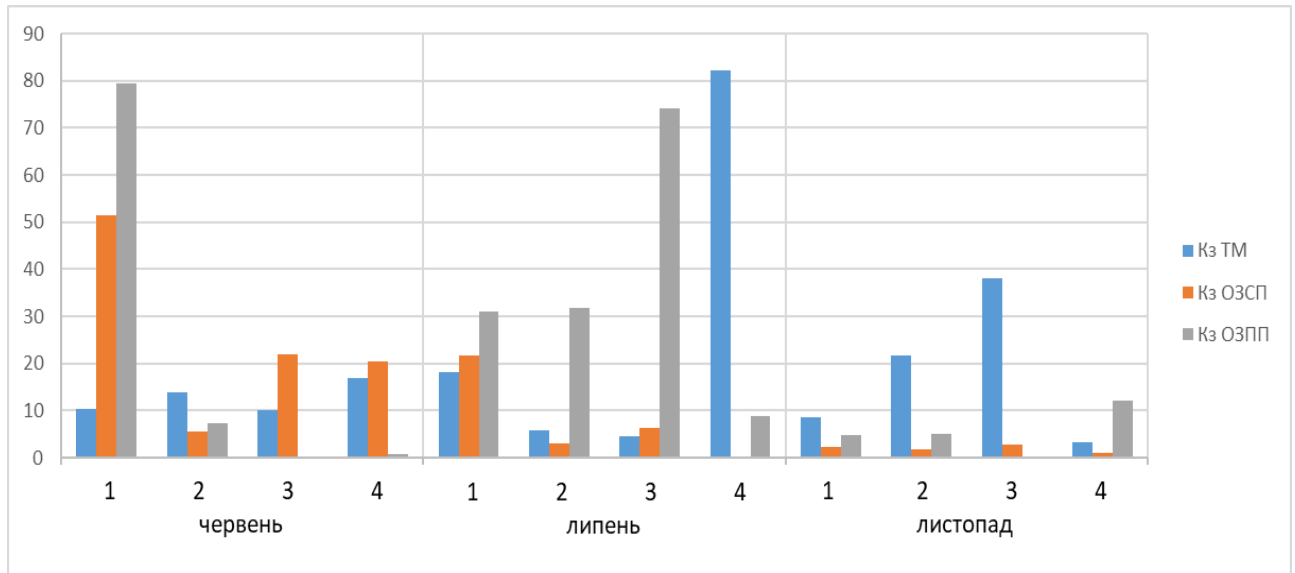
Район 1 – проби відібрані з притоку Дніпра, місце розташування саме вище за течією;

Район 2 – проби відібрані з річки Дніпро, місце розташування біля міста Херсон та біля витоків річки Дніпра до Дніпровсько-Бузького лиману;

Район 3 – проби відібрані з річки Південний Буг, місце розташування біля міста Миколаїв та біля витоків річки Південний Буг до Дніпровсько-Бузького лиману;

Район 4 – проби відібрані з Дніпровсько-Бузького лиману, місце розташування біля виходу до Чорного моря.

На рисунку 1.25 представлені Кз ТМ, ОЗСП, ОЗПП в воді у червні, липні та листопаді 2023 року в річках Дніпро, Південний Буг та в Дніпровсько-Бузького лимані.



1, 2, 3, 4 – райони

Рисунок 1.25 – Кз ТМ, ОЗСП, ОЗПП води в річках Дніпро, Південний Буг та в Дніпровсько-Бузькому лимані в червні, липні та листопаді 2023 року.

Як видно з рисунку 1.25 в червні 2023 року, після підриву греблі Каховської ГЕС, забруднення в воді були сконцентровані в районах ближчих до водосховища, з часом забруднення почали переноситись нижче за течією, це помітно за показниками в липні 2023 року, при цьому перенос забруднюючих речовин не рівномірний. Досліджувані забруднюючі речовини погано розчинні в воді та відрізняються між собою в розчинності та швидкості осідання, це пояснює не розбіжності в розподілах концентрацій груп забрудників.

В листопаді загальний рівень концентрації забруднюючих речовин в воді спав, в районі 4 зниження концентрацій забруднюючих речовин прискорене за рахунок зустрічі прісної води з солоною морською водою, що прискорює седиментацію.

На рисунку 1.26 наведено результати виконаного аналізу поліциклічних ароматичних вуглеводнів, картина розподілу по районах та в часі суми \sum ПАВ,

бензо(а)піренового еквіваленту (B(a)Peq) та суми канцерогенних ПАВ (Σ carcin ПАВ) ідентично, описаному вище, перенесенню забруднюючих речовин.

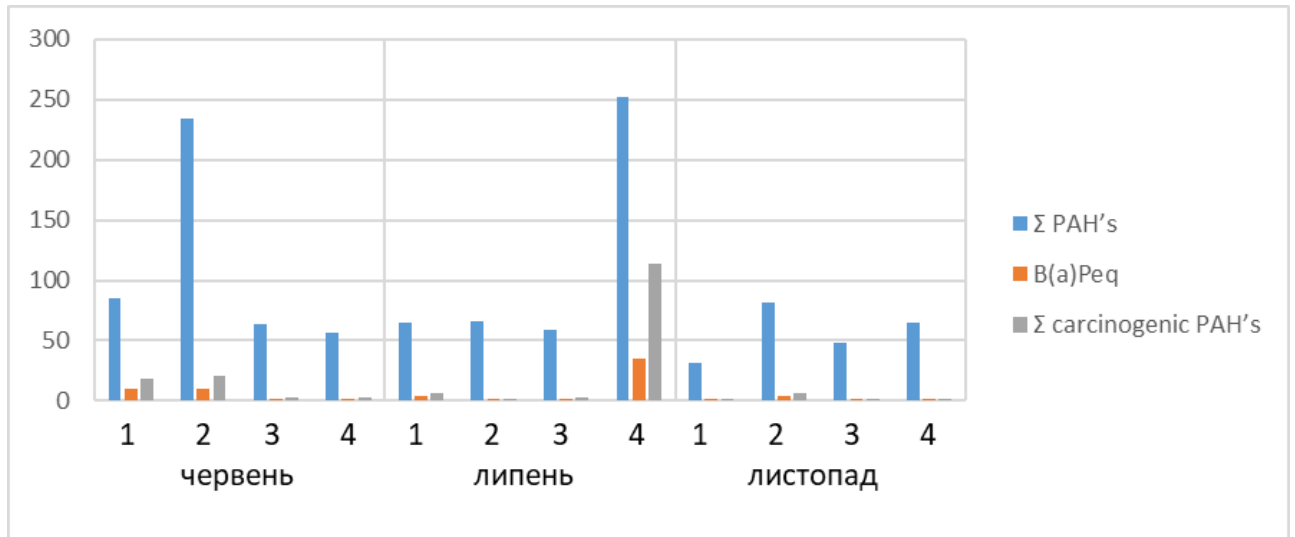


Рисунок 1.26 – Середні значення Σ ПАВ, B(a)Peq та Σ carcin ПАВ в річках Дніпро, Південний Буг та в Дніпровсько-Бузькому лимані в червні, липні та листопаді 2023 року.

Також з рисунку 1.26 видно що в воді районів 1 та 2 концентрація канцерогенних речовин перевищують показник токсичності (B(a)Peq), це може негативно впливати на біологічні об'єкти, з точки розвитку ракових захворювань.

Оцінка вмісту нафтових вуглеводнів.

В таблиці 2.13 наведені результати досліджень суми НВ в воді річок Дніпро, Південний Буг та в Дніпро-Бузькому лимані у 2023 році. Гранично допустимі концентрації (ГДК) для НВ взяті з національного законодавства та дорівнюють 0,05 мг/дм³.

Як видно з таблиці 1.4 концентрації НВ знаходяться на високому рівні, перевищення ГДК помічені на всіх станціях відбору проб в червні, липні та листопаді. За досліджений проміжок часу води річок несли до моря НВ в небезпечних концентраціях.

Таблиця 1.4 – Концентрація НВ в річках Дніпро, Південний Буг та в Дніпровсько-Бузькому лимані у 2023 році

Місце відбору проб	Дата	Нафтопродукти, мг/л
Снігурівка	15.06.2023	0,125
Афанасівка	15.06.2023	0,2
Херсон	15.06.2023	0,12
Білозірка	15.06.2023	0,41
Софіївка	15.06.2023	0,09
с.Рад сад	15.06.2023	0,03
с.Дмитрівка	15.06.2023	0,09
Білозірка	04.07.2023	0,27
Софіївка	04.07.2023	0,05
Лупарево	04.07.2023	0,09
Миколаїв	04.07.2023	0,56
Очаків	04.07.2023	0,14
Снігурівка	04.07.2023	0,64
Афанасіївка	04.07.2023	0,15
Херсон	02.11.2023	0,25
Білозірка	02.11.2023	0,09
Софіївка	02.11.2023	0,11
Лупарево	02.11.2023	0,16
Рад.сад	02.11.2023	0,31
Очаків	02.11.2023	0,38
Снігурівка	02.11.2023	0,23
Афанасіївка	02.11.2023	0,07
Афанасіївка Колодязь	02.11.2023	0,15

Небезпечність для людини

В таблиці 1.5 приведені суми концентрацій небезпечних речовин, по класам безпеки, в відібраних пробах, та рівень концентрацій цих речовин які є загрозою для людини.

Розподіливши речовини за класами безпеки, і підсумувавши їх (табл. 1.5) видно, що присутність токсичних речовин, які були проаналізовані, в одному літрі води значно нижча за кількість, яка може мати летальний вплив на людину при випадковому попаданні в шлунок. Але небезпека полягає в тому, що токсичні речовини, досліджені в пробах води, потрапивши в живий організм, не виводяться з нього, накопичуються і з часом можуть призвести до згубних наслідків.

Таблиця 1.5 – Сума концентрацій небезпечних речовин, по класам
небезпеки, в відібраних пробах

Місце відбору проби	Дата	Одиниці виміру	Сума речовин класу небезпеки 1 у воді	Сума речовин класу небезпеки 2 у воді	Сума речовин класу небезпеки 3 у воді
Доза при потраплянні який в шлунок не гарантована 100% виживаємось		мкг/кг ваги	5000	50000	300000
Снігурівка	15.06.2023	мкг/л	0,01	62,6	25,1
Афанасівка	15.06.2023	мкг/л	1,45	157	129
Херсон	15.06.2023	мкг/л	0,01	64,5	30,0
Білозірка	15.06.2023	мкг/л	2,23	71,0	46,1
Софіївка	15.06.2023	мкг/л	0,01	75,8	42,3
с.Рад сад	15.06.2023	мкг/л	0,09	63,3	21,1
с.Дмитрівка	15.06.2023	мкг/л	0,98	84,8	57,1
Херсон	04.07.2023	мкг/л	1,14	66,2	44,0
Білозірка	04.07.2023	мкг/л	1,22	55,3	35,1
Софіївка	04.07.2023	мкг/л	1,63	119	76,1
Лупарево	04.07.2023	мкг/л	1,08	80,5	69,4
Миколаїв	04.07.2023	мкг/л	0,02	114	99,1
Очаків	04.07.2023	мкг/л	0,01	83,0	52,1
Снігурівка	04.07.2023	мкг/л	1,25	424	393
Афанасіївка	04.07.2023	мкг/л	0,02	181	155
Свердловина Афанасіївка	04.07.2023	мкг/л	0,02	155	113
Херсон	02.11.2023	мкг/л	2,07	124	116
Білозірка	02.11.2023	мкг/л	1,67	23,3	0,07
Софіївка	02.11.2023	мкг/л	2,59	7,03	0,07
Лупарево	02.11.2023	мкг/л	0,89	99,9	58,1
Рад.сад	02.11.2023	мкг/л	0,05	97,7	67,0
Очаків	02.11.2023	мкг/л	0,01	26,2	25,1
Снігурівка	02.11.2023	мкг/л	0,0	126	120
Афанасіївка	02.11.2023	мкг/л	0,02	77,2	75,1
Афанасіївка Колодязь	02.11.2023	мкг/л	0,01	122	93,1
Афанасіївка Скважина	02.11.2023	мкг/л	0,01	10,4	0,11

1.5 Супутникові спостереження

Повеневі води ідентифікуються на супутникових знімках за кольором поверхні морської води. На супутниковому знімку (рис. 1.27), отриманого до катастрофи 5 червня, колір водної поверхні Дніпровсько-Бузького лиману та ПЗЧМ візуально рівномірний, темно-синій, заплава р. Дніпро зеленого кольору.



Рисунок 1.27 – Супутникове зображення ПЗЧМ та р. Дніпро 05.06.2023 р.

Положення Каховської ГЕС показано червоною стрілкою.

(Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

На супутниковому знімку 06 червня (рис. 1.28), зробленого о 08:30 за центрально-європейським часом (Central European Time, CET), видно, що повенева вода досягла гирла Дніпра. Оскільки руйнування греблі Каховської ГЕС сталося о 02:54 за місцевим часом (01:54 CET), повенева вода за 6,5 годин пройшла відстань близько 95 км із середньою швидкістю потоку 4 м/с.

Видимий каламутний потік бурого кольору 7 червня вже займав велику площу поверхні Дністровсько-Бузького лиману і, пройшовши ще 82 км, досяг порту Очаків (рис. 1.29).

Через хмарність знімок від 8 червня малоінформативний для досліджуваного району. За цю добу каламутний потік вийшов у відкрите море

і, пройшовши відстань близько 55 км із середньою швидкістю 6 см/с, був відмічений спостерігачами в Одеській затоці.

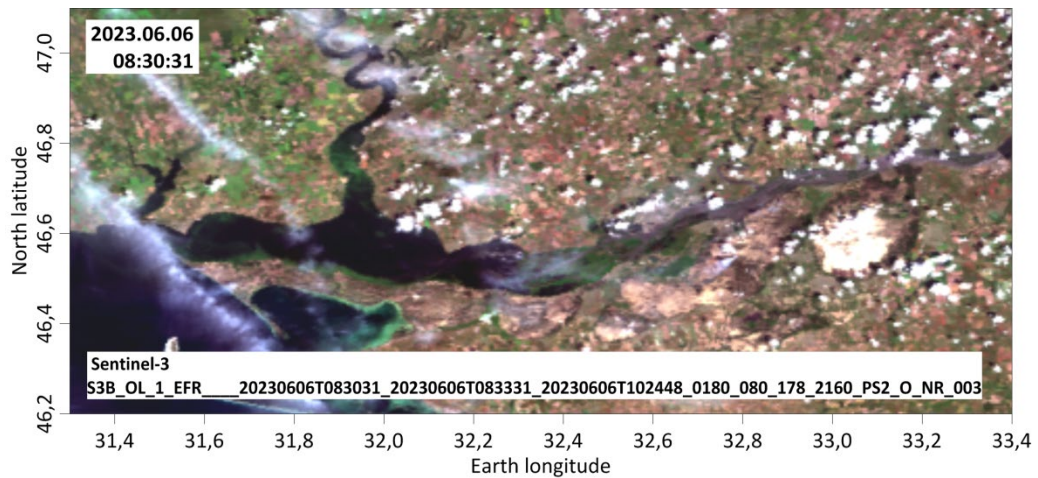


Рисунок 1.28 – Супутникове зображення ПЗЧМ та р. Дніпро 06.06.2023 р.
(Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

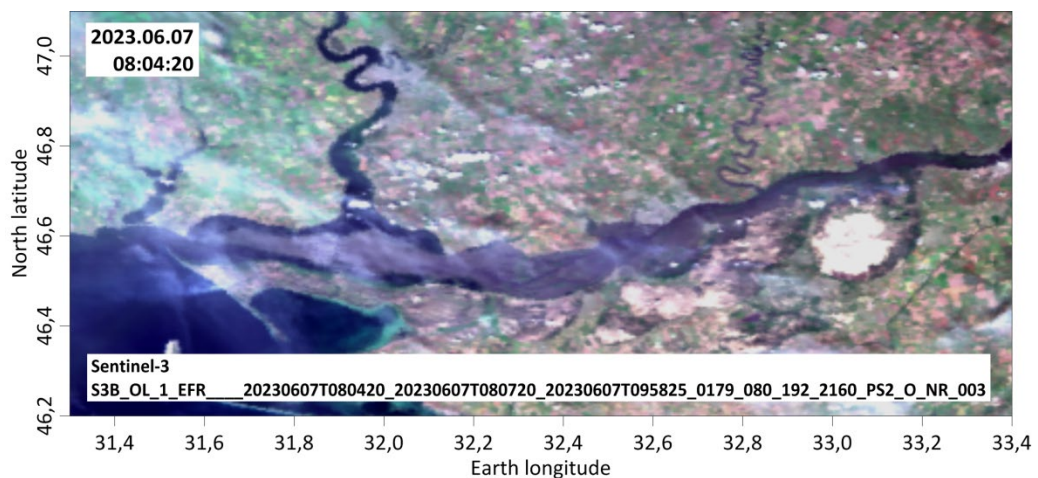


Рисунок 1.29 – Супутникове зображення ПЗЧМ та р. Дніпро 07.06.2023 р.
(Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

На супутниковому знімку, зробленого 9 червня, добре видно, що при виході з Дніпровсько-Бузького лиману потік поширюється в південно-західному напрямку, відхиляючись від північного узбережжя, і потім потрапляє в антициклональний кругообіг (рис. 1.30). Швидкість поширення потоку у західному напрямку ослабла. Ширина потоку збільшилася, відстань від берега до мористого кордону загалом становила 23 км.

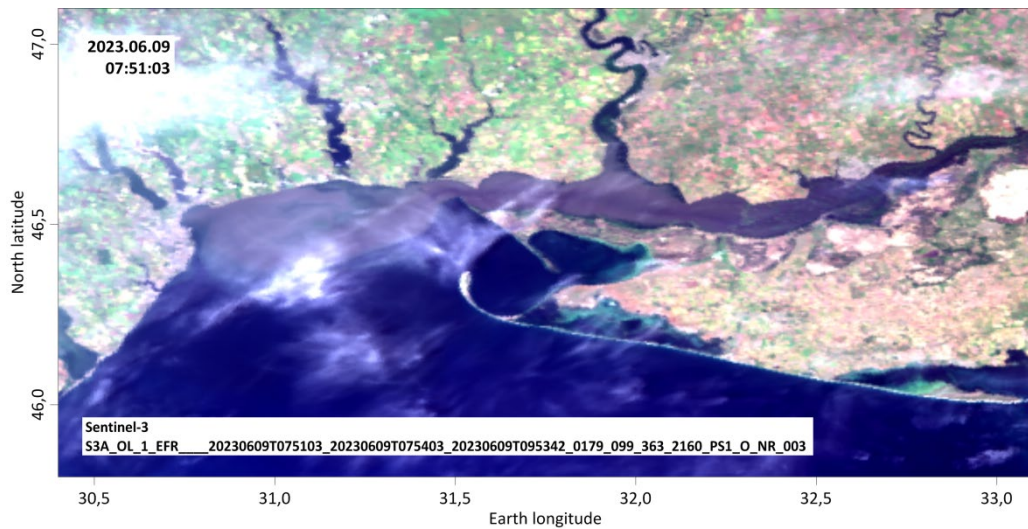


Рисунок 1.30 – Супутникове зображення 09.06.2023 р.

(Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

10 червня потік забруднених річкових вод досяг порту Чорноморськ, площа поверхні його поширення становила близько 1280 км² (рис. 1.31).

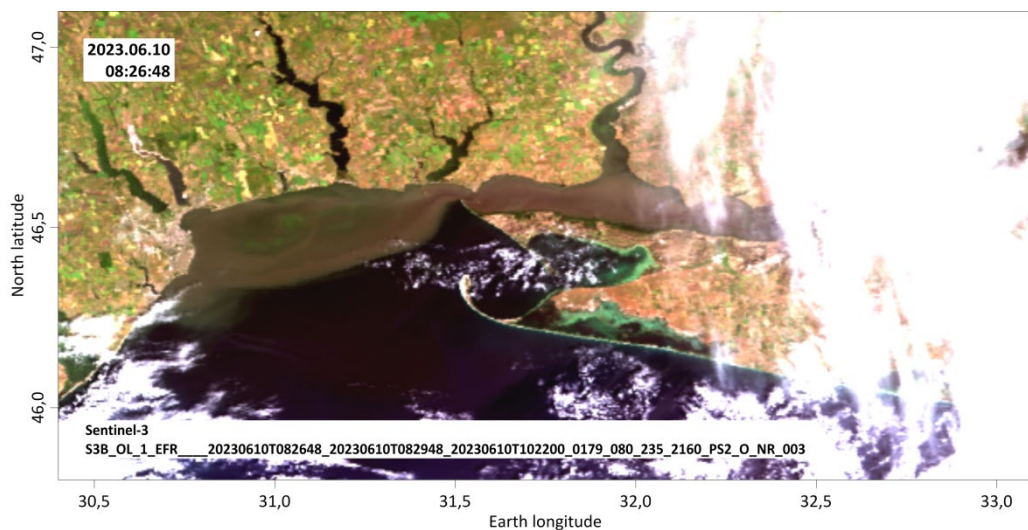


Рисунок 1.31 – Супутникове зображення 10.06.2023 р.

(Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

15-16 червня забруднені річні води досягли гирлової акваторії р. Дунай та охопили більш ніж 7300 км² північно-західного шельфу Чорного моря. Відповідно до карти-схеми (рис. 1.32), що узагальнює супутникові знімки, які отримані з 07 по 16 червня та представлені на рисунках 1.28-1.31 та 1.33,

забруднені води, які вийшли з р. Дніпро після руйнації греблі Каховської ГЕС, дійшли до гирла р. Дунай, де об'єднавшись, розповсюджувались по акваторії північно-західного шельфу Чорного моря.

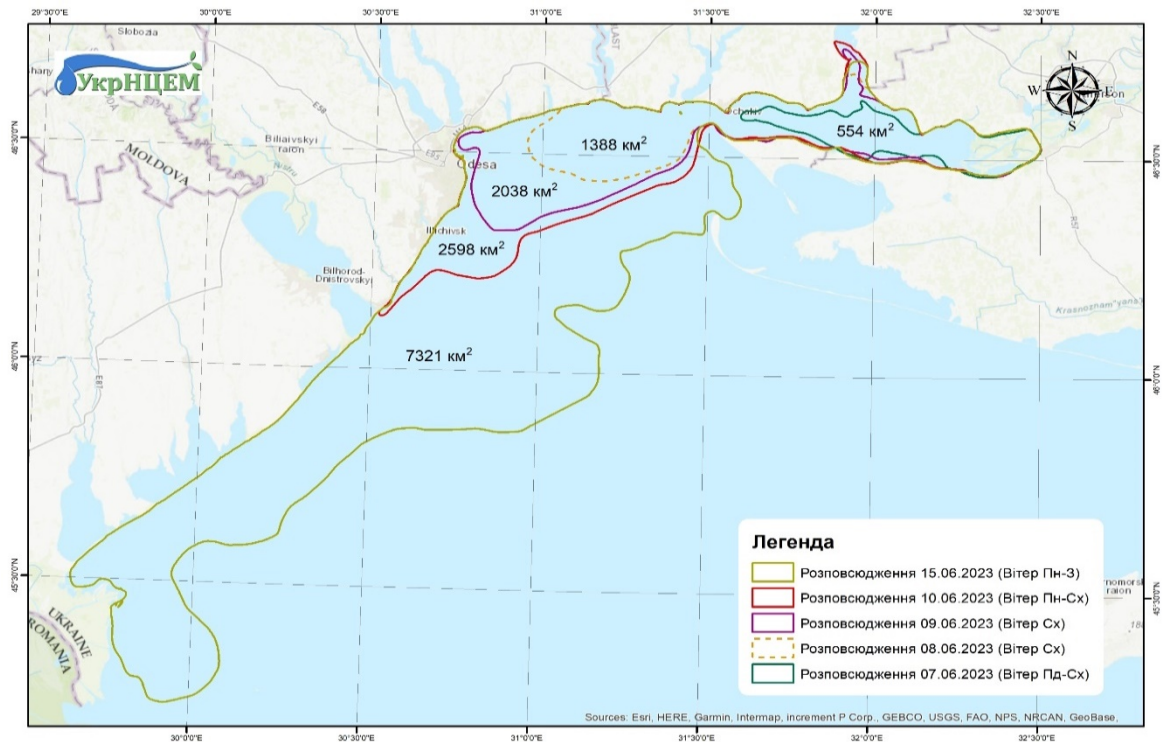


Рисунок 1.32 – Карта-схема, що узагальнює інформацію, отриману із супутникових знімків з 07 по 15 червня 2023 р.

Забруднені річкові води, насичені великою кількістю біогенних речовин, викликали масове «цвітіння» фітопланктону в морській акваторії м. Одеса. На супутникових знімках (рис. 1.33) це відображено у вигляді плям зеленого кольору, що є характерною ознакою «цвітіння» синьо-зелених водоростей. Цей процес спостерігається з 14 червня, коли температури води піднялась до 19 °C і солоність зменшилась до 4-5 пром.

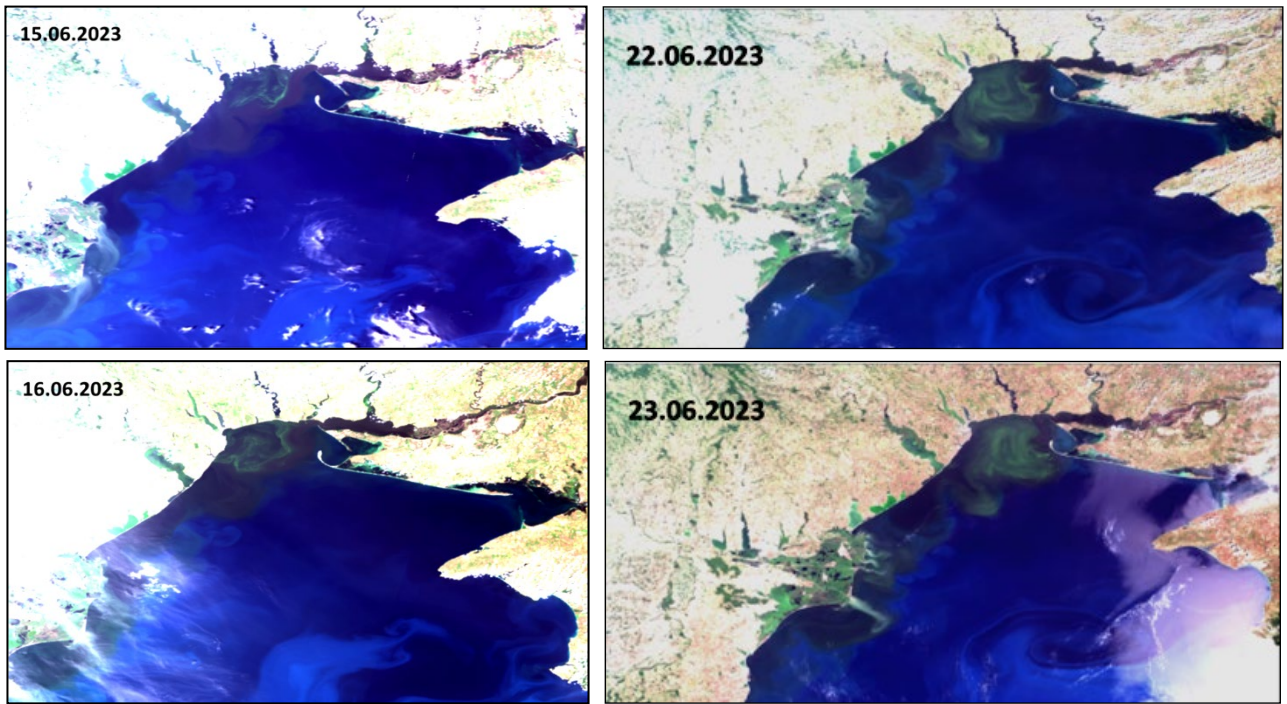


Рисунок 1.33 – Супутникові знімки північно-західної частини Чорного моря (Copernicus Open Access Hub, супутник Sentinel-3, <https://scihub.copernicus.eu/>)

Супутникові знімки 22 та 23 червня свідчать про те, що «цвітіння» морської води розповсюдилось по всій західній частині Чорного моря. Особливо це впливає на прибережні води України, але також зачіпає води Румунії, Болгарії та частково Туреччини.

В перший тиждень липня за супутниковими знімками та розподілом хлорофілу-а (рис. 1.34) спостерігається продовження «цвітіння» Чорного моря, особливо виражене в його північно-західній частині, хоча вже відсутні яскраво-зелені плями, що може вказувати на поступове покращення ситуації.

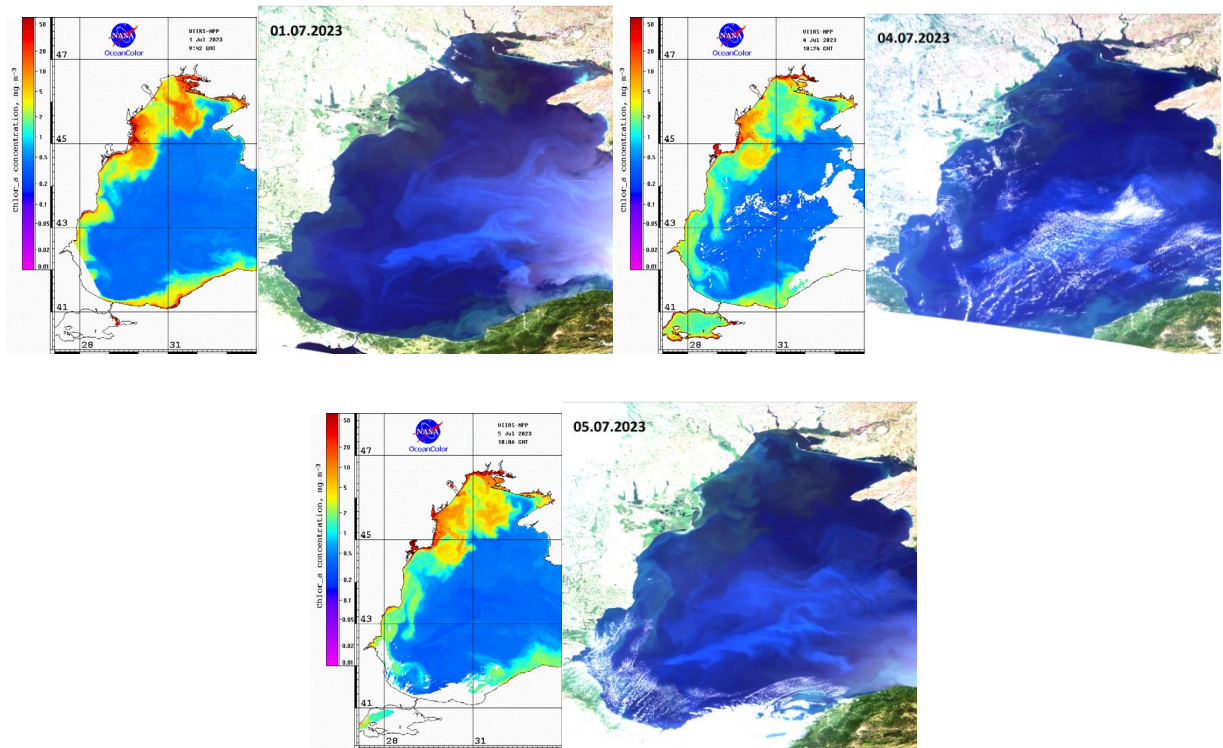


Рисунок 1.34 – Розподіл хлорофілу-а (VIIRS-NPP, Ocean Color NASA) та супутникові знімки (Sentinel-3) і в західній частині Чорного моря

Супутникові знімки північно-західної частини Чорного моря, зроблені у вересні, жовтні та листопаді (рис. 1.35), свідчать про те, що масового «цвітіння» морської води не спостерігається.

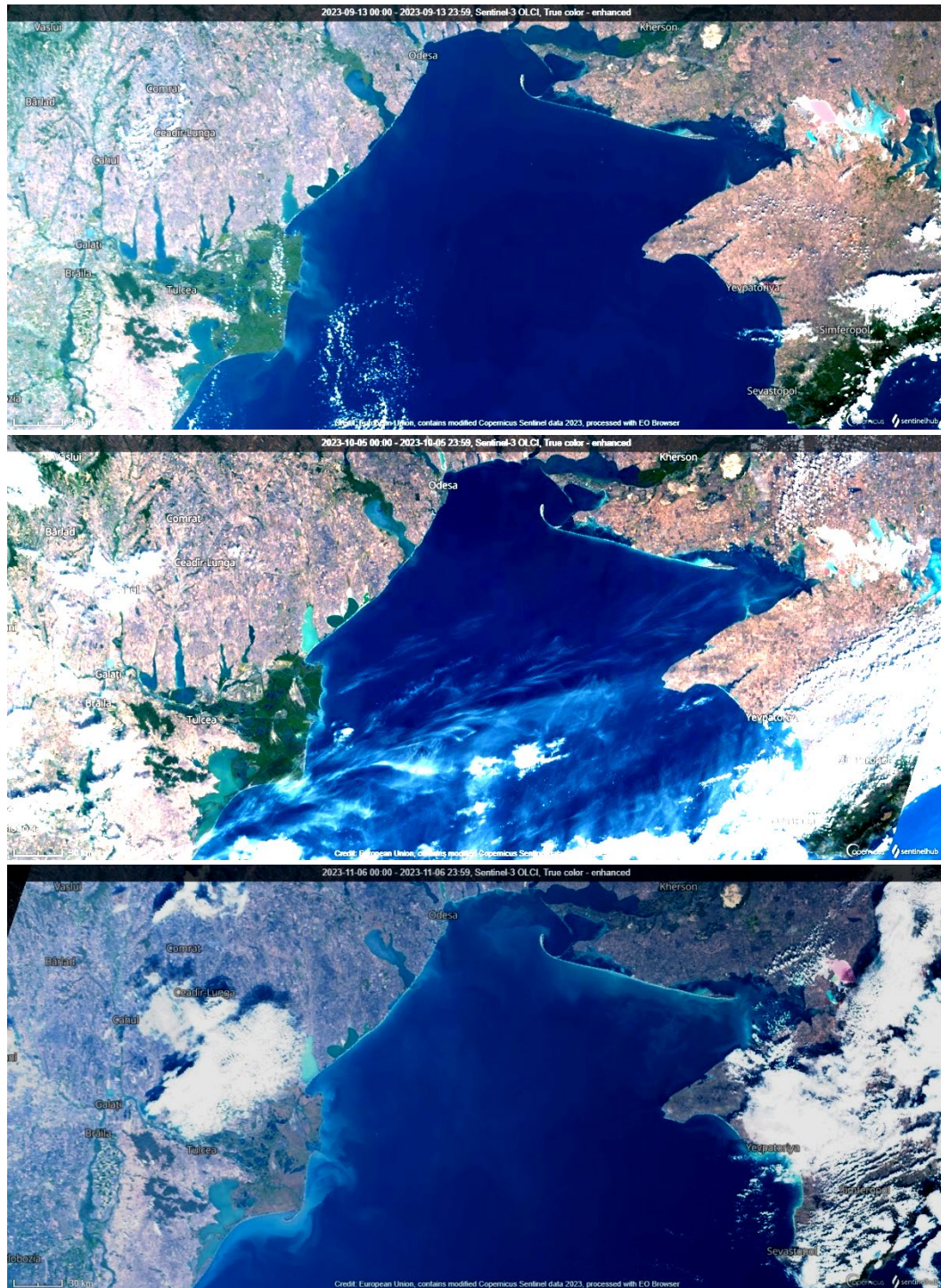


Рисунок 1.35 – Супутникові знімки візуального діапазону (Sentinel-3) північно-західної частини Чорного моря (13.09, 05.10, 06.11)

Просторовий розподіл хлорофілу-а в ці ж дати (13.09, 05.10, 06.11) типовий для даної пори року. Вміст хлорофілу-а в прибережній частині Чорного моря дещо вищий, ніж у більш відкритій шельфовій, особливо у листопаді, що пов'язано з штормовою активністю (рис. 1.36).

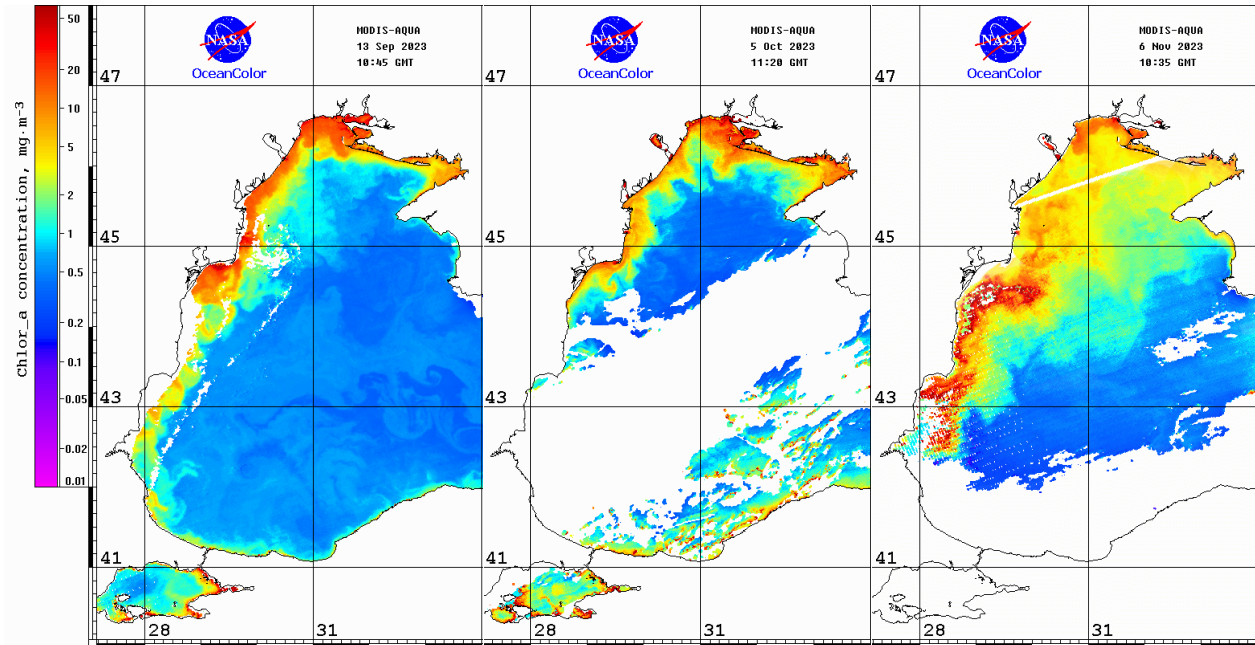


Рисунок 1.36 – Супутникові знімки з розподілу хлорофілу-а в Чорному морі (NASA, MODIS-AQUA, 13.09, 05.10, 06.11)

2. МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ ЕКОСИСТЕМИ ЧОРНОГО МОРЯ

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

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

Блок самоочищення вод застосовується для забруднюючих речовин (ЗР), що не властиві морському середовищу, тобто надходять до екосистеми з зовнішніх, як правило, антропогенних джерел і не мають у морському середовищі істотних вагомих джерел. Цій умові задовольняють, у загальному випадку, токсиканти: нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини, патогенні бактерії, феноли, важкі метали тощо [7].

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 [8].

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 [9].

Таких компонент виявилось вісім: сумарні фіто- і зоопланктон, водорості-макрофіти, азот, фосфор, завислі і розчинені органічні речовини і риби двох видів (хамса і шпрот). Можливість агрегування багатьох видів в одну компоненту базується на тому, що водне середовище являється природним інтегратором, в якому шумується дія окремих видів, що виступають у вигляді джерел або стоку речовин. На верхньому ієрархічному рівні моделювання

агреговані компоненти $u_i^{(0)}$, біолого-хімічного блоку вважаються просторово опосередкованими. Таким чином, цей блок являє собою «ящикову» або «бокс-модель» підсистеми. Агрегування застосовується і до речовин, роль яких в системі однакова по відношенню до компонентів що враховуються. Агреговані просторово опосередковані компоненти зв'язані з концентраціями відповідних вихідних живих і неживих речовин наступним співвідношенням:

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

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

N – об'єм середовища, зайнятого екосистемою;

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

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

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

де j – вік риби в роках;

T – максимальна тривалість життя риб i -го виду;

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

Величини N_{ij} можуть тільки спадати. Рівняння що їх описують повинні відображати основні особливості зміни поведінки риб у часі. При цьому кінцевий стан якої-небудь життєвої стадії являється початковим станом для

іншої. Співвідношення, що описують сукупність змінних, повинні враховувати нерест, виживання ікринок, личинок і малька в період їх розвитку в залежності від наявності харчування, хижаків, зміни смертності під впливом забруднення та інших факторів. Повинно враховувати плодовитість організмів в залежності від харчування в період, що передує розмноженню.

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

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

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

тут

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

Де N_i^* – чисельність статевозрілих риб;

T_i^* – вік статевої зрілості;

δ_i – доля самок;

G_1 – чисельність ікри на одну самку;

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

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

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

Зимівля дорослих риб описується рівнянням

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

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

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

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

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

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

Де T_n – період нагулу;

R_{ij} – нормальний раціон;

r_{ij} – реальний раціон.

Значенням реального раціону є функція від наявності їжі:

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

де P_{ij} – сумарна їжа

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

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

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

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

ε – узагальнений параметр забруднень.

Модель підсистеми «Зоопланктон» будується згідно з цілями моделювання підсистеми «Риби». З цією метою зоопланктон групується на фракції по відношенню до і-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

$$U_6(t_{0k}) = U_6(t_{1(k-1)}) + \beta_3 [b_6 \beta_2 \beta_1 G_6 U_6(t_{2(k-1)}) + J_6], \quad (2.11)$$

де t_{0k} - момент початку k-го року;

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

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

G_6 – кількість ікринок на одну рибу;

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

b_6 – характерна біомаса малька;

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

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

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

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

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

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

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

X_{ib} – в глибинних зонах;

X_{id} – в річних водах.

Далі розглянемо вираз першого доданка для компонент системи.

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

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

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

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

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

В експериментах зазвичай встановлюється число ділення клітин фітопланктону за добу, тобто константа ділення – k_{ij} , де $j = 0, 4, 5$ відносяться до

випадків, коли в ролі лімітуючи факторів виступають окремо світло, азот або фосфор. Величини Π_{ij} можуть виражатися через константи ділення

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

де t_c – час рівний добі.

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

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

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

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

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

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

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

тут C_7 – промислова і E_7 - природня смертність риб [10].

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 перифітону;
- макрофіти;
- прозорість.

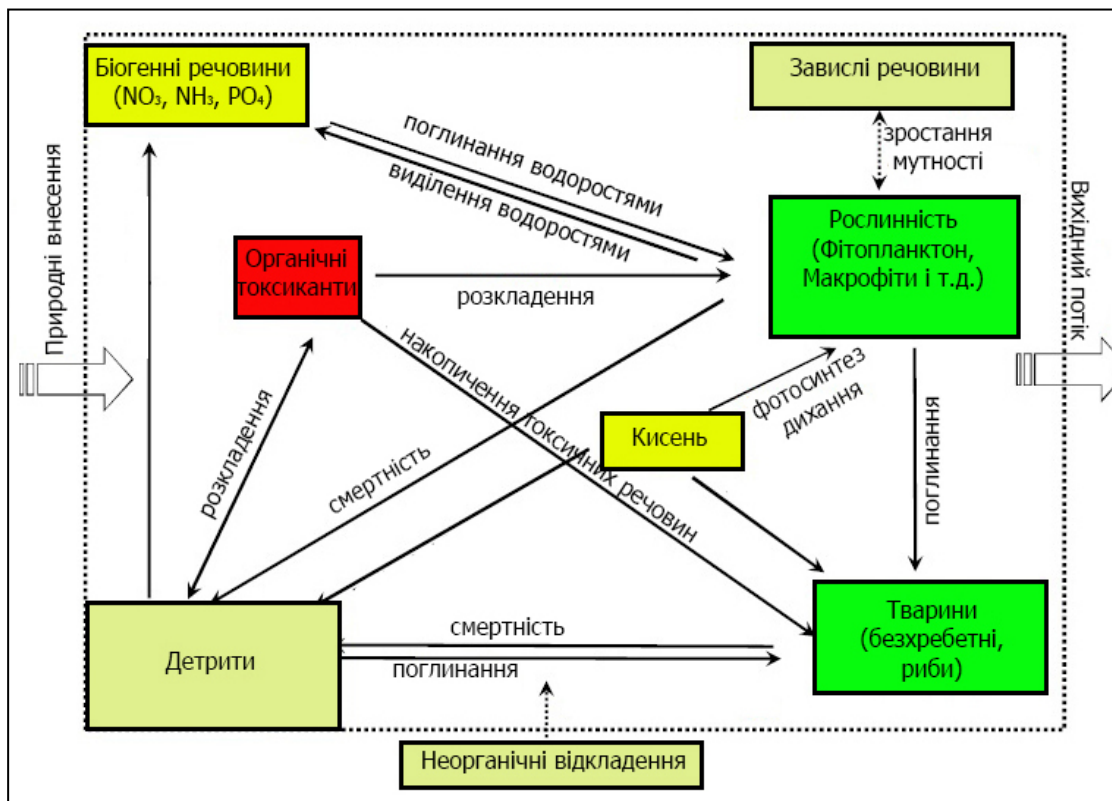


Рисунок 2.1 – Екологічні процеси що моделює AQUATOX [11]-[12]

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.

3 КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА ЯКІСТЬ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ЧОРНОГО МОРЯ У 2023 Р. У ПОРІВНЯННІ ІЗ ДОВОЄННИМ ПЕРІОДОМ З 2011 ПО 2021 Р.

3.1 Постановка математичного експерименту

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

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

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

У табл. 3.2 за результатами роботи [14] наведені результати оцінки якості модельних розрахунків.

Таблиця 3.2 – Параметри оцінки якості модельних розрахунків

Показники	σ	S	S/ σ
1	2	3	3
Нітрати	0.0505	0.0050	0.21
Солоність	2.39	0.5258	0.22
Фосфати	0.0131	0.0004	0.23
Кисень,	2.15	0.516	0.24
Амонійний азот	0.0382	0.0092	0.25
Дінофітові	1.6060	0.2409	0.35
Зелені	0.3266	0.1176	0.56
Блакитно-Зелені	0.6802	0.4081	0.60
Діатомові	0.6877	0.5226	0.70
Сумарний зоопланктон	0.0808	0.0574	0.71

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

Для кількісної оцінки впливу природних та антропогенних факторів на стан екосистем морського шельфу використаємо показник екосистемного ризику, який може бути вираженим функцією взаємозв'язку факторів впливу з параметрами стану екосистеми у евклідовому просторі, який використовується в роботі [15]:

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

де E – інтегральний фактор впливу;

C – інтегральний показник стану екосистеми.

Інтегральний фактор впливу в загальному виді визначається:

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

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

N - кількість факторів впливу.

За аналогічною формулою розраховується інтегральний показник стану.

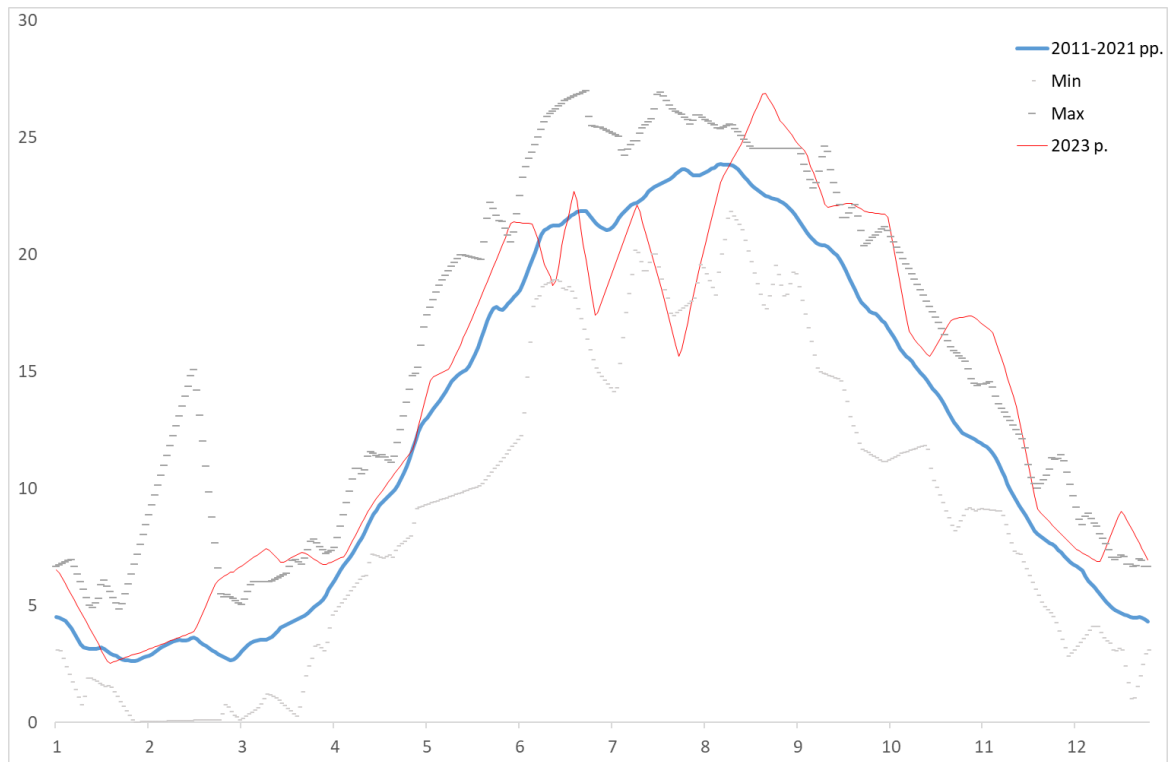
У якості факторів впливу розглянуто:

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

Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань гідрофізичних та гідрохімічних показників води як факторів впливу на стан морської екосистеми у порівнянні 2023 р. із довоєнним періодом з 2011 р. по 2021 р. наведена на рисунках 3.1-3.5.

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

Температура, °C



Місяці

Рисунок 3.1 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011-2021 рр. та у 2023 р. температури морської води, °C.

Солоність, опс



Рисунок 3.2 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011-2021 рр. та у 2023 р. солоності морської води, опс

Концентрація, мг/л

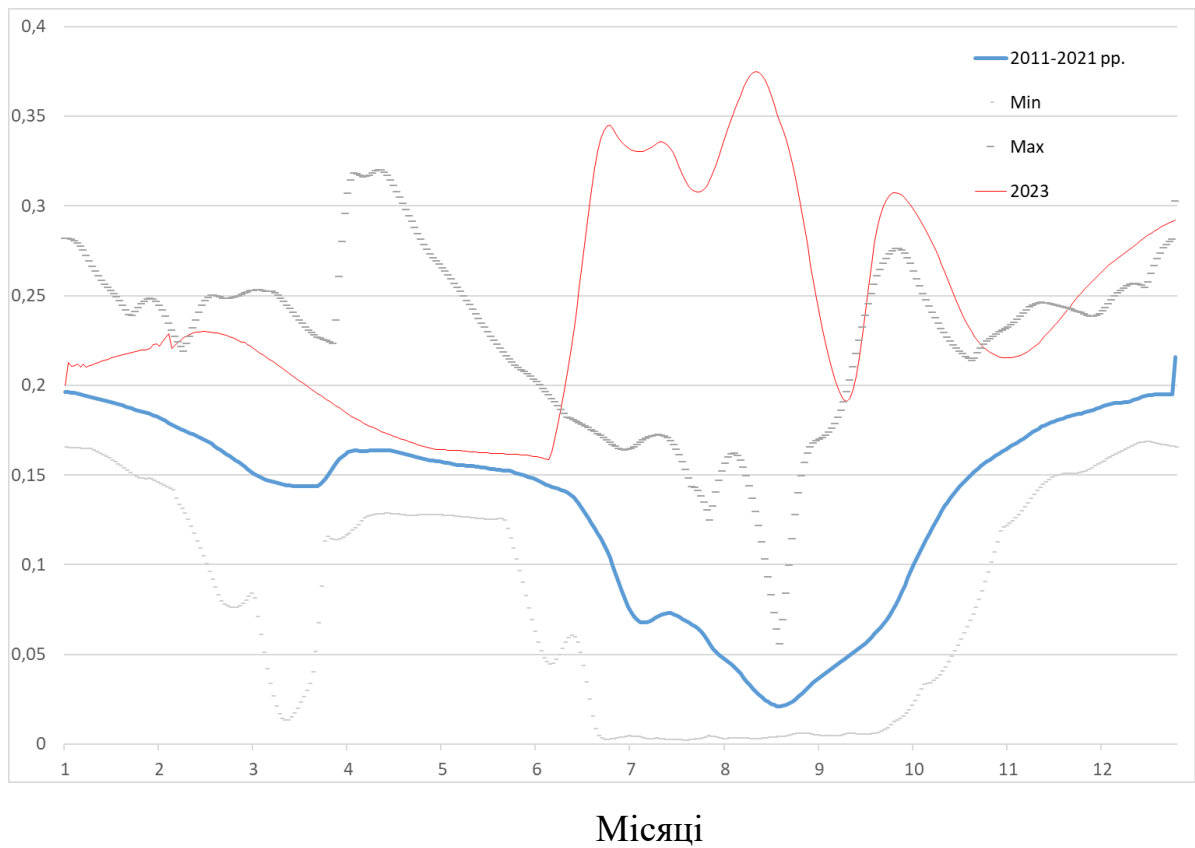


Рисунок 3.3 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011-2021 рр. та у 2023 р. азоту нітратного, мг/л.

Концентрація, мг/л

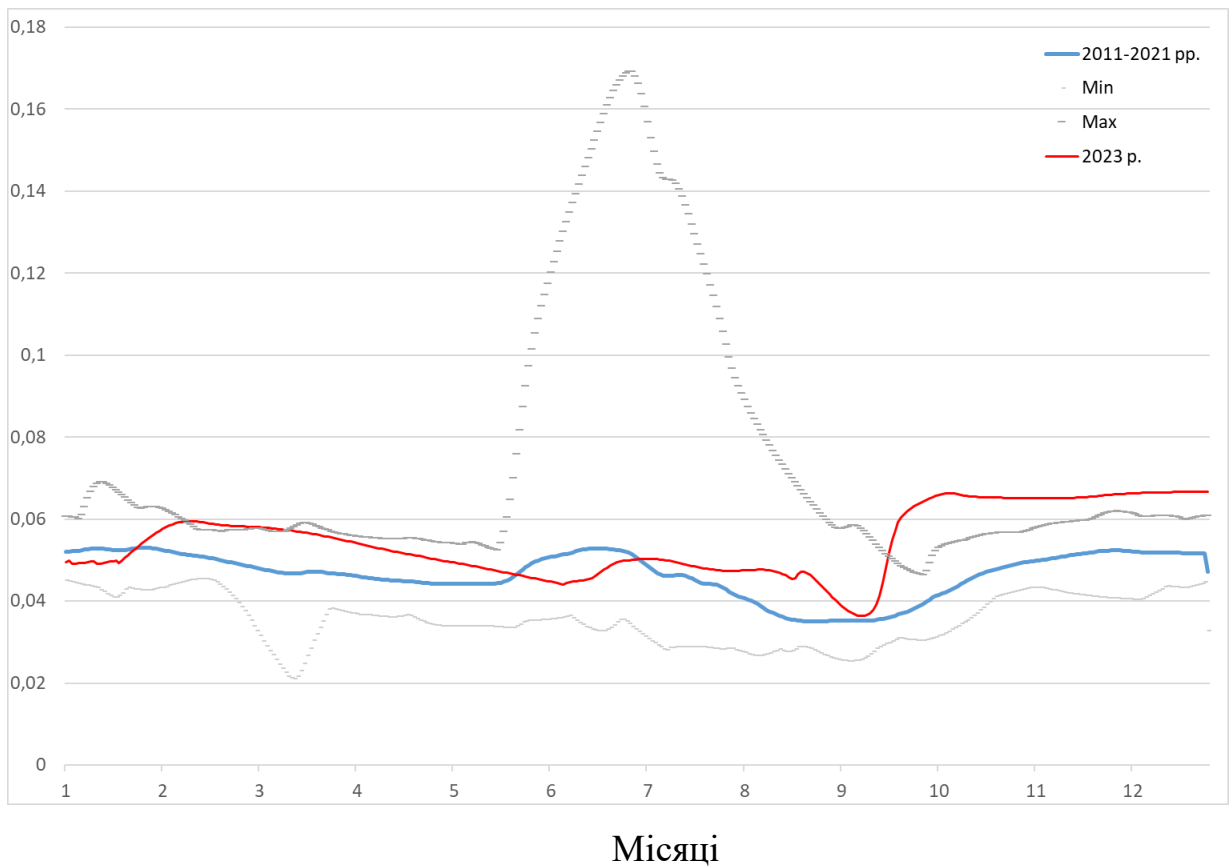


Рисунок 3.4 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011-2021 рр. та у 2023 р. фосфору фосфатного, мг/л.

од. рН

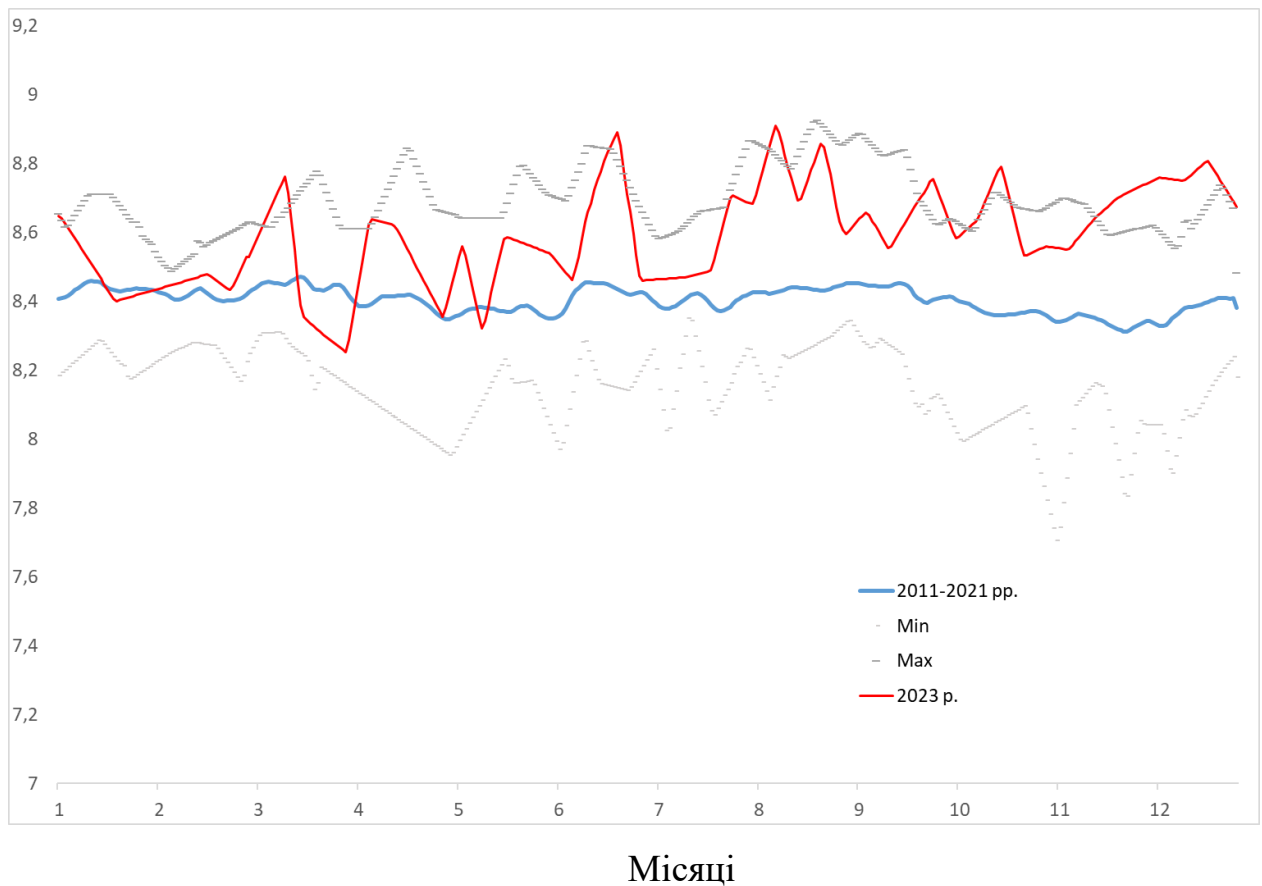


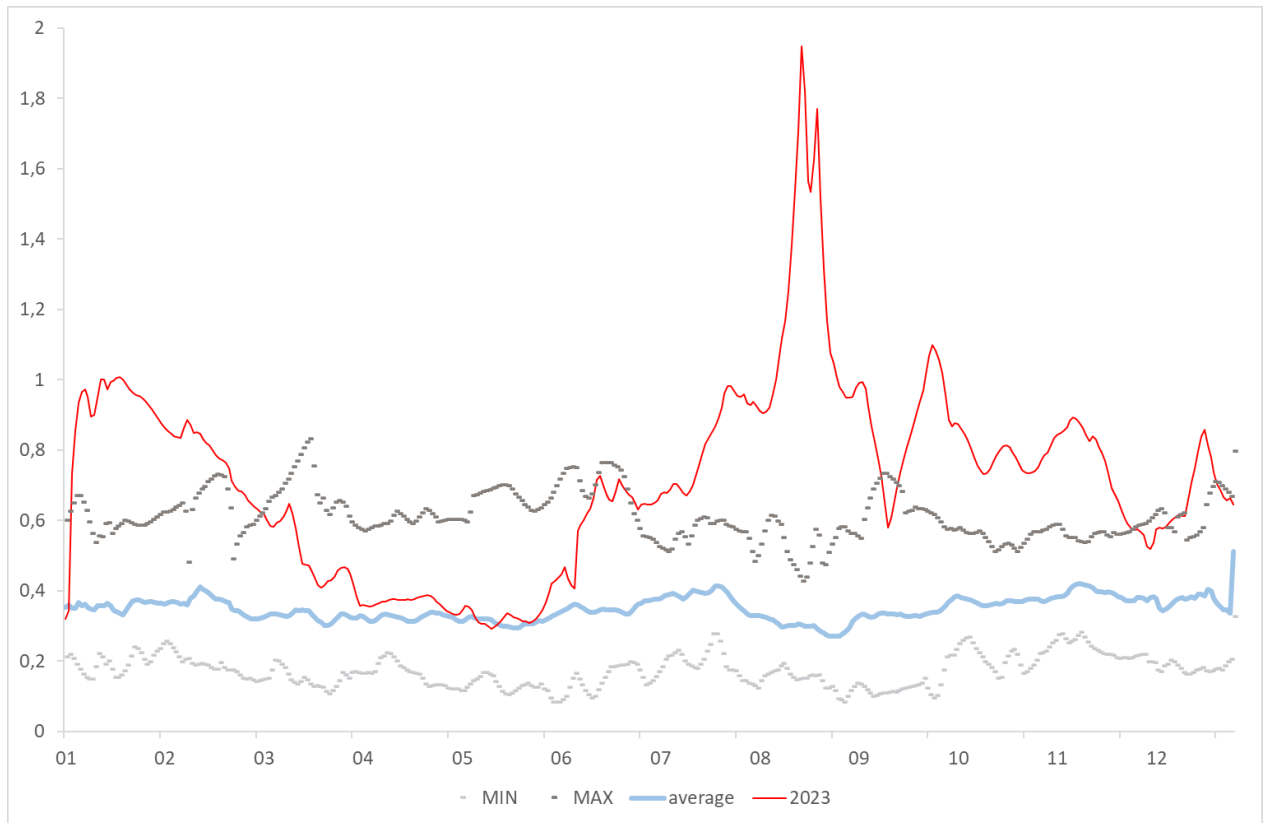
Рисунок 3.5 – Сезонна динаміка середніх значень та амплітуди коливань протягом періоду 2011-2021 рр. та у 2023 р. рН, од. рН.

3.2 Аналіз результатів математичного експерименту

Часова динаміка екосистемного ризику представлена на рисунку 3.6. У якості критичного значення була прийнята верхня межа довірчого інтервалу для середньо-арифметичного значення екосистемного ризику для 2023 р. у порівнянні із даними, отриманими впродовж 2011-2021 рр. (середньо-арифметичного значення плюс середньо-квадратичне відхилення).

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

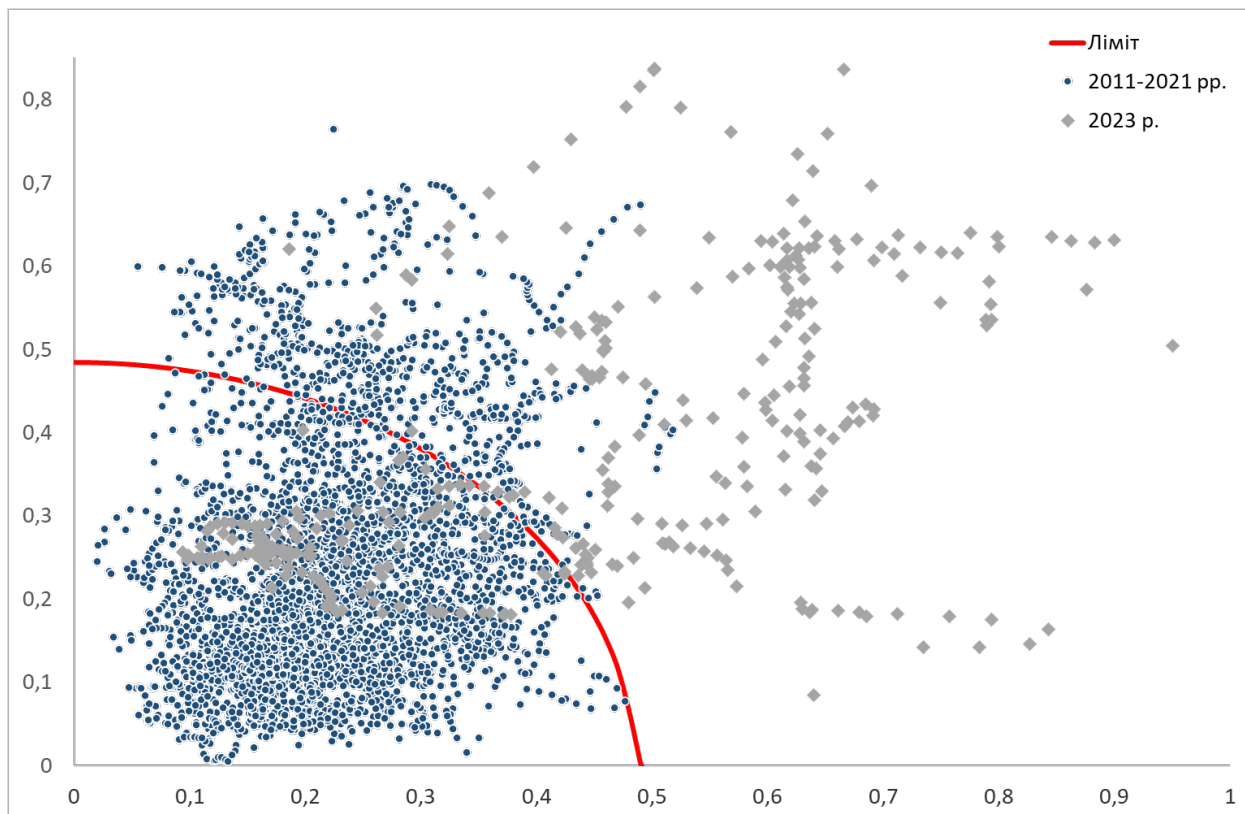
Умовних одиниць



Час

Рисунок 3.6 – Сезонна динаміка середніх значень екосистемного ризику та амплітуди коливань за період 2011-2021 рр. та у 2023 р.

С, умовних одиниць



Е, умовних одиниць

Рисунок 3.7 – Розрахункові величини екосистемного ризику у площині залежності стану екосистеми від суми факторів впливу за період 2011-2021 рр. та у 2023 р.

Як видно з рисунку 3.7, до червоної зони критичного ризику потрапили точки, які відповідають весняному та осінньому періодам року з 2011 по 2021 рр. і більша частина для 2023 р.

Таким чином, результати, отримані десяти передвоєнних років, показують, що морська екосистема Одеської затоки знаходилась в кризовому стані наприкінці зими – на початку весни та на початку осені. Данні 2023 р. показують, що екосистема знаходиться у більш депресивному стані.

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

Аналіз динаміки екосистемного ризику в динамічному фазовому просторі показує, що екосистема після зовнішнього впливу прагне зберегти початкові значення (рисунок 3.8). Іншими словами, зміна біотичної структури екосистеми та інтенсивності зміни біомаси у відповідь на зміну умов навколишнього середовища спрямовані на збереження оптимального балансу в нових умовах. Динаміка коливань для 2023 р. значно сильніша, тобто екосистема знаходиться у менш стійкому стані, ніж у попередні роки, але все ж таки повертається до рівноважного стану.

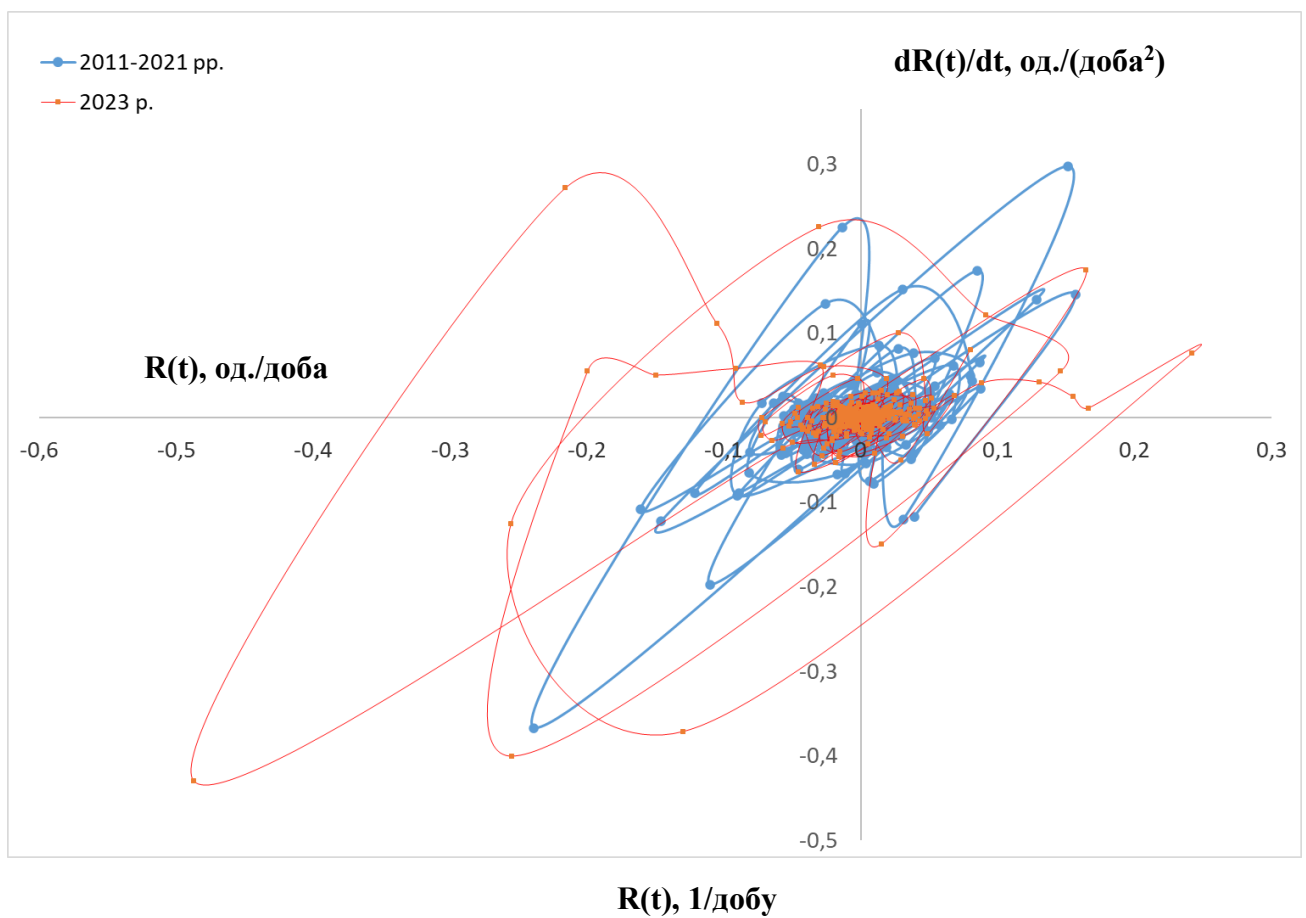


Рисунок 3.8 – Динаміки екосистемного ризику в фазовому просторі впродовж 2011-2021 рр. у порівнянні із 2023 р.

ВИСНОВКИ

Підрив Каховської ГЕС у червні мав критичні наслідки для морських екосистем, зокрема спричинив зниження солоності води та перебудову складу фітопланктону та зоопланктону за рахунок збільшення прісноводних видів.

Цвітіння в Одеській затоці, спричинене ціанобактеріями, набуло значущості, особливо після інтенсивного притоку води з Дніпровсько-Бузького лиману. Метеорологічні умови, зокрема шторм та південні вітри, що спостерігалися у липні, сприяли заміні флори на більш морську, що в свою чергу сприяло зростанню біорізноманіття.

Восени спостерігалось стабілізування екосистеми затоки, стан якої змінився до середніх багаторічних показників. Суттєве збільшення концентрації хлорофілу-а було зафіксовано в Одеській затоці після підриву греблі Каховської ГЕС, проте пізніше концентрація хлорофілу-а знизилась до показників, типових для цього періоду в минулих роках. В першій половині жовтня концентрації біогенних речовин були у межах, властивих для даного сезону. Мінливість показників БСК₅ та біогенних речовин у кінці літа та на початку осені добре корелюється з метеорологічними умовами.

Супутникові спостереження не виявили масового "цвітіння" води у вересні та жовтні. Розподіл хлорофілу-а у цей період був характерним для даного сезону, із тенденцією до вищої концентрації у прибережній зоні порівняно з відкритою шельфовою зоною.

Значні рівні забруднення були ідентифіковані в пробах морської води та біологічних об'єктах (риба, молюски, дельфіни) у регіоні CW5 (Одеська затока). Це стосується як токсичних речовин промислового походження (наприклад, нафталін, фенантрен, антрацен), так і сільськогосподарських токсикантів (beta_HCH, Heptachlor) та важких металів (мідь, цинк, хром, нікель). Рівні багатьох токсичних речовин у рибі (кефалі) значно перевищують гранично допустимі концентрації за стандартами ЄС, що робить її споживання

потенційно небезпечним для здоров'я людини. Молюски, у свою чергу, виявилися особливо забрудненими токсичними металами, з перевищенням ГДК від 3,8 до 19280 разів, що вказує на серйозну екологічну проблему і потенційний ризик для споживачів цих продуктів.

Дослідження тканин загиблого дельфіна також показало значні концентрації міді та цинку, що свідчить про високий рівень забруднення в акваторії одеського регіону.

Стан морських екосистем значною мірою визначається природними явищами, які впливають на формування режимів температури повітря, вітру, атмосферних опадів та стоку річок, що зумовлює зміни в температурі, солоності вод і течіях.

Модель AQUATOX була застосована для аналізу впливу антропогенних факторів на водні екосистеми. Ця модель дозволяє врахувати цикл обігу біогенних речовин у водному середовищі та була використана для діагностичних розрахунків характеристик екосистеми прибережних вод Одеського регіону за період 2011-2021 років та у 2023 році.

У дослідженні було використано індикатор екосистемного ризику, який представлений функцією взаємозв'язку між факторами впливу і параметрами стану екосистеми у евклідовому просторі.

Як показники стану екосистеми використовувалися безрозмірні величини - відхилення параметра (p/r) для кожного фактору впливу від «норми», нормовані на амплітуду коливань цього параметра, а також аналогічні показники загальної біомаси риби.

Було виявлено, що точки критичного ризику у довоєнні роки переважно співпадали із весняними та осінніми періодами 2011, 2012, 2013, 2017, 2018, 2020, 2021 років, в той самий час як для 2023 року точки критичного ризику зберігались майже впродовж всього року.

Постало питання про необхідність створення системи екологічного моніторингу для повного контролю змін у екосистемі, зумовлених як природними, так і антропогенними факторами.

Аналіз динаміки екосистемного ризику показав, що після зовнішнього впливу екосистема прагне повернутися до своїх початкових значень, пристосовуючи свою біотичну структуру та інтенсивність зміни біомаси для збереження оптимального балансу у нових умовах. Зокрема, динаміка коливань у 2023 році була значно сильнішою, свідчаючи про менш стабільний стан екосистеми, але зі збереженням тенденції до досягнення рівноваги.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ

1. ERCC - Emergency Response Coordination Centre, An official website of the EU: <https://erccportal.jrc.ec.europa.eu/ECNO-Products/Maps#/maps/4515>
2. Постанова № 313 від 06.09.2023 р. Президії Національної академії наук України «Про екологічні наслідки руйнування греблі Каховської ГЕС» / <https://files.nas.gov.ua/PublicMessages/Documents/0/2023/09/230915121937204-4928.pdf>
3. Нормативи гранично-допустимих концентрацій основних забруднюючих речовин у внутрішніх морських водах та територіальному морі України. / Постанова Кабінету Міністрів України від 29 березня 2002 р. № 431 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/431-2002-%D0%BF#Text>. – 26.10.2023. – Назва з екрана
4. Про затвердження Правил охорони внутрішніх морських вод і територіального моря від забруднення та засмічення / Документ 269-96-п, поточна редакція від 30.09.2018 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/269-96-%D0%BF#Text>. – 10.10.2018. – Назва з екрана
5. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Минрыбхоз СССР, 1990. – 303 с.
6. Екологічні нормативи якості морського середовища. – Одеса: УкрНЦЕМ, 2008. – 15 с.
7. TISEAN 3.0.1 Nonlinear Time Series Analysis [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.mpiuks-dresden.mpg.de/~tisean/Tisean_3.0.1/index.html. – 12.11.18. – Назва з екрана
8. Алексеев В.В. Физическое и математическое моделирование экосистем. / В.В. Алексеев, И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина. – СПб : Гидрометеиздат, 1992. – 367 с.

9. 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
10. 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.
11. AQUATOX Linking water quality and aquatic life
<https://www.epa.gov/ceam/aquatox>
12. A. Şimşek, K. Küçük & G. Bakan Applying AQUATOX for the ecological risk assessment coastal of Black Sea at small industries around Samsun, Turkey // International Journal of Environmental Science and Technology. -2019. Volume 16, p. 5229 –5236
13. RAMAS Ecosystem: Ecological risk assessment for food chains and
14. Розробка сценаріїв поліпшення якості прибережних вод Одеської затоки на базі математичного моделювання : звіт про НДР / УкрНЦЕМ; керівн. В.М. Коморін; виконав.: Г.О. Єрофеев [та ін.]. – Одеса, 2015. – 97 с.
15. Viktor Komorin. Assessment of the Black sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method // Geographia Technica, Vol 16, Issue 2, 2021, pp. 19-28, DOI: 10.21163/GT_2021.162.02, URL: http://technicalgeography.org/index.php/on-line-first/378-02_komorin