

РОЗДІЛ 1. МІКРОБІОЛОГІЧНА ТА ВІРУСОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МОРСЬКОЇ ВОДИ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ ТА АКВАТОРІЇ ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ

**Гудзенко Т.В., Горшкова О.Г., Волювач О.В.,
Васильєва Н.Ю., Лісютін Г.В., Чабан М.М.,
Іваниця Т.В., Філіпова Т.О., Іваниця В.О.**

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна,
тел.: +38(068) 259 33 08, e-mail: tgudzenko@ukr.net

Анотація

Комплексні мікробіологічні, вірусологічні, санітарно–екологічні та генотоксикологічні дослідження морської води Одеської затоки Чорного моря та акваторії острова Зміїний дозволили виявити вміст умовно-патогенних і санітарно-показових бактерій та вірусів в контактній зоні моря. Вперше з акваторії острова Зміїний виділено та ідентифіковано дріжджі, які віднесено до видів *Cryptococcus albidus*, *Cryptococcus neoformans*, *Aerobasidium pullulans*, *Candida albicans*, *Rhodotorula rubra*, *Rhodotorula glutinis*, *Rhodospiridium paludigenum*. Показано, що до складу домінуючих гетеротрофних бактерій входять представники малодослідженої групи ковзних бактерій. Ліполітичні бактерії, що здатні брати участь у процесах самоочищення морського середовища, виявлено в прибережній зоні о. Зміїний. Найбільша чисельність тіонових бактерій зареєстрована в районі Дачі Ковалевського - у місці з значним антропогенним навантаженням. Визначено вміст органічних і неорганічних токсикантів, а з використанням бактеріальних тест-систем *Salmonella typhimurium* TA100 та *Salmonella typhimurium* TA98 встановлено генотоксичний та мутагенний потенціал забруднення прибережних вод Одеської затоки та акваторії острова Зміїний.

Ключові слова: *мікробіологічні, вірусологічні, хімічні, генотоксичні характеристики морської води, Чорне море, острів Зміїний*

Вступ

Особливу увагу дослідників привертають проблеми екологічних ефектів, обумовлених діяльністю мікроорганізмів [38]. Відомо, що вони відповідають за утворення у водній товщі Чорного моря сірководню, а у верхній кисневій зоні – за його окиснення, так само мікроорганізми продукують та окиснюють метан. За рахунок цих процесів мікробіота фактично формує умови існування для інших морських організмів [15, 34, 107]. Проведені на глибоководних станціях в Каламітській затоці Чорного моря дослідження визначили чисельність окремих фізіологічних груп бактерій, що беруть участь в процесах кругообігу вуглецю, азоту, сірки і фосфору в поверхневому шарі води та в донних відкладеннях [15, 34]. Показано масове поширення анаеробних гетеротрофних, ліполітичних, вуглеводень окиснювальних, азотфіксувальних та сульфатвідновлювальних бактерій [107, 109].

Антропогенна діяльність інтенсивно позначається на стані водних ресурсів особливо в прибережних густонаселених районах Чорного моря, що значно погіршує їх рекреаційну привабливість та умови проживання місцевого населення. Актуальність проблеми базується на значному погіршенні в останні роки екологічного та мікробіологічного стану пляжів та морської води в прибережних районах української частини Чорного моря. Це в свою чергу знижує рекреаційну якість приморських районів, призводить до зменшення кількості відпочиваючих і туристів та, відповідно, до значних економічних збитків держави та місцевого населення [13, 17, 29, 100, 109].

В останні роки особливо екологічна ситуація погіршилася в рекреаційних районах Одеського прибережжя, де вода не відповідає нормативам за мікробіологічними показниками, спостерігається масовий ріст в воді мікро- та макроводоростей, а пляжі перетворилися на гнійник через масовий викид водоростей на берег. З іншого боку, перехід від традиційного використання природних біологічних ресурсів до їх цілеспрямованого вирощування (аквакультура) також вимагає створення вискоєфективної системи біологічного контролю та технологій для дотримання якості не лише природних вод, а й гідробіонтів, у першу чергу молюсків, які використовуються як харчові продукти, тому що їх біологічне

забруднення є небезпечним перш за все з епідеміологічних позицій [13, 16, 29]. Особливо важливим є виявлення екологічних резервуарів вірулентних штамів мікроорганізмів у молюсків, зоопланктону і т.ін.) [12, 14, 53, 60, 90, 106, 107].

У результаті природного добору дія хімічних поллютантів призводить до розквіту домінуючих форм мікроорганізмів, які адаптувалися до нових умов і витіснили з біоценозів форми, що не пристосовані до дії сторонніх для морського середовища сполук. Солоність, температура, наявність світла, евтрофікація, сумісна дія різних ксенобіотиків (важкі метали, СПАР та ін.) впливають на виживаність патогенної мікробіоти [16, 42, 45]. Сучасні стандарти якості води базуються на визначенні концентрації бактерій-індикаторів забруднення, таких як *E. coli* і ентерококи.

Отже результати комплексних мікробіологічних, вірусологічних, генотоксикологічних та санітарно-екологічних досліджень прибережних морських акваторій є вкрай важливими для встановлення закономірностей поширення, складу й чисельності мікробного планктону і бентосу та внесення ясності у розуміння процесів змін, як на рівні гетеротрофного ценозу, так і на рівні окремих представників, під дією генотоксичних поллютантів.

1.1. Методи дослідження

Матеріалом для дослідження були проби морської та порової води інтерстиціальних порожнин зони псамоконтуру (зона заплеску), відібрані у період з 2010 по 2015 роки в прибережних водах Одеської затоки з різним рівнем антропогенного забруднення: **a** - Лузанівка (у цьому районі здійснюється скид стічних вод із станції біологічного очищення "Північна", м. Одеса), **b** - Нафтова гавань Одеського порту, **c** - Гідробіологічна станція Одеського національного університету імені І.І. Мечникова, **d** - Дача Ковалевського (у районі випуску стічних вод станції біологічної очистки "Південна", м. Одеса) (рис. 1.1, 1.2).

Географічне позиціонування станцій відбору проб проводили за допомогою GPS-навігаційної системи Garmin 12. Координати місць розташування станцій відбору проб морської води в Одеській затоці наведені в таблиці 1.1.



a



b



c



d

Рис. 1.1. Райони відбору проб морської води в Одеській затоці
Позначення: *a* - Лузанівка, *b* - Нафтова гавань Одеського порту,
c - Гідробіологічна станція, *d* - Дача Ковалевського

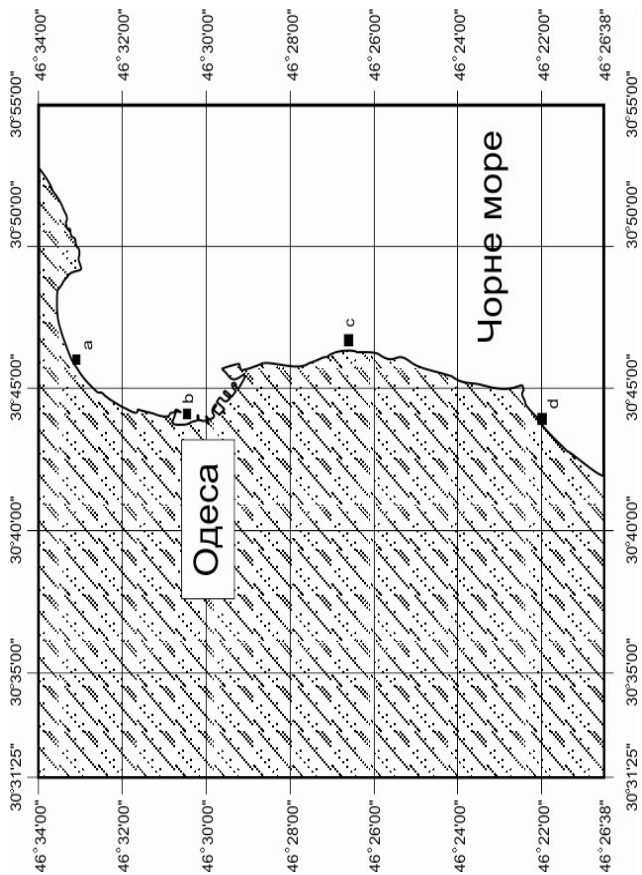


Рис. 1.2. Карта-схема розташування станцій відбору проб в прибережних водах Одеси
 Позначення: *a* - Лузанівка, *b* - Нафтова гавань, *c* - Гідробіологічна станція, *d* - Дача Ковалевського

Таблиця 1.1

**Координати станцій відбору проб морської води
в Одеській затоці**

Станція	Район	Широта	Довгота
<i>a</i>	Лузанівка	46°33'05"	30°45'55"
<i>b</i>	Нафтова гавань	46°30'38"	30°43'59"
<i>c</i>	Гідробіологічна станція	46°26'28"	30°46'21"
<i>d</i>	Дача Ковалевського	46°22'01"	30°43'50"

Проби морської води відбирали на відстані 15 м від урізу води з поверхневого горизонту (50 см). Порову воду інтерстиціальних порожнин зони псамоконтуру відбирали в зоні заплеску з горизонту 50 см на відстані 2 м вище урізу води.

У ході комплексних експедицій на острів Зміїний у 2010 - 2015 році проби морської води відбирали на станціях - *a, b, c, d, e, f, m*, віддалених на 100 м від берега, та прибережних станціях - *g, h, i, j, k, l* на відстані 2–15 м від урізу води з поверхневого горизонту (50 см) (рис. 1.3, 1.4).



Рис. 1.3. Острів Зміїний

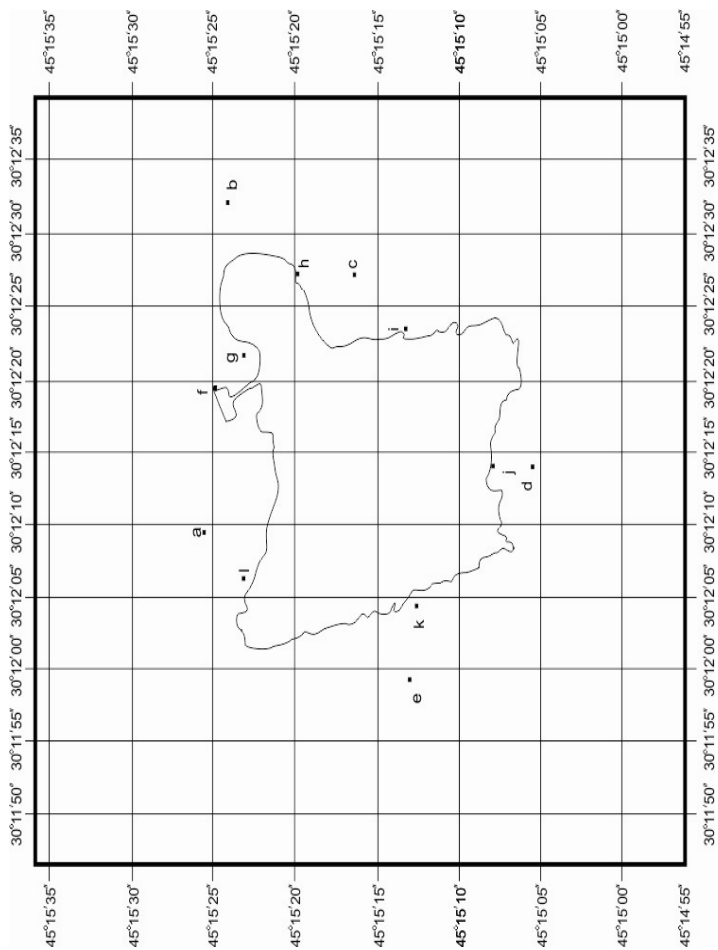


Рис. 1.4. Карта-схема станцій відбору проб в акваторії острова Зміїний

Координати місць розташування станцій відбору проб морської води в акваторії о. Зміїний наведені в таблиці 1.2. Для відбору проб води для мікробіологічних досліджень використовували стерильні скляні ємності об'ємом 0,5 л і 3 л. Після відбору води ємності герметично закорковували.

Таблиця 1.2

Координати станцій відбору проб морської води в акваторії острова Зміїний

Станція	Широта	Довгота
Віддалені від берега станції		
<i>a</i>	45°15'44,0"	30°12'15,0"
<i>b</i>	45°15'44,0"	30°12'51,0"
<i>c</i>	45°15'31,0"	30°12'45,0"
<i>d</i>	45°15'13,0"	30°12'21,0"
<i>e</i>	45°15'25,0"	30°11'96,0"
<i>f</i>	45°15'26,7"	30°12'17,9"
<i>m</i>	45°17'30,0"	30°06'50,0"
Прибережні станції		
<i>g</i>	45°15'24,2"	30°12'19,7"
<i>h</i>	45°15'21,8"	30°12'27,0"
<i>i</i>	45°15'14,2"	30°12'21,4"
<i>j</i>	45°15'09,9"	30°12'11,0"
<i>k</i>	45°15'25,0"	30°11'97,0"
<i>l</i>	45°15'25,1"	30°12'04,1"

Проби морської води для аналітичного хімічного аналізу відбирали в скляні ємності (0,75 л), які заповнювали до країв і герметично закривали. Проби води консервували додаванням 1 мл 35% розчину азотної кислоти. До лабораторії проби транспортували у сумках-холодильниках при 4–5 °С впродовж до 2 год.

1.1.1. Методи санітарно-мікробіологічного дослідження

Санітарно-мікробіологічні дослідження морської води проводили у 2015 році за показниками: індекс лактозо-позитивних кишкових паличок (ЛКП), індекс *E.coli*, індекс ентерококів, індекс стафілококів, наявність коліфагів, патогенних мікроорганізмів [75].

Для ідентифікації мікроорганізмів використовували загальновідомі комерційні поживні середовища: м'ясо-пептоний агар, м'ясо-пептоний бульон (МПБ) з 1% глюкози, вісмут-сульфітний агар, середовища Ендо, Сабуро, Гіса, Олькеницького, тіогліколеве, а також елективні та диференціально-діагностичні поживні середовища та системи індикаторні паперові (СП), сироватки аглютинуючі типові холерні, полівалентні ешеріхіозні та сальмонельозні (ABCDE) адсорбовані для реакції аглютинації, аглютинуючі адсорбовані О полівалентні сальмонельозні рідких груп [68, 70, 71].

Відповідно до „Санітарних правил та норм охорони поверхневих вод від забруднення”, вода у водоймах, що використовуються для рекреації, повинна відповідати наступним вимогам: індекс ЛКП не повинен перевищувати 500 кл/л, *E. coli* – 1000 кл/л, ентерококів – 500 кл/л, стафілококів – 100 кл/л і бляшкоутворюючих одиниць (БУО) коліфагів – 1000 БУО/л [75].

Загальне мікробне число (ЗМЧ) визначали методом глибинного посіву серійних розведень води у поживне середовище і враховували усі колонії мікроорганізмів, що виростили при температурі 37 °С протягом 24 год чи при 22 °С протягом 48 год. За результатами визначали середньоарифметичне значення числа колоній [68].

Для якісного виявлення аміаку (NH_3), що виробляється в результаті життєдіяльності амоніфікаторів, використовувався реактив Неслера - лужний розчин дегідрату тетраїодомеркурату (II) калію ($\text{K}_2[\text{Hg}_4(\text{H}_2\text{O})_2]$). Реактив додавали в пробірки по 500 мкл, при взаємодії з аміаком утворювався червоно-коричневий осад (Hg_2N)I x H_2O [71, 96].

Визначення найбільш ймовірного числа бактерій в одиниці об'єму висіву вихідної проби морської води здійснювали в 3-х повторях в 6 розведеннях, кратних 10. Для обчислення користу-

валися таблицею Мак-Креді. Отримані значення найбільш вірогідного числа бактерій перераховували на 1 л та переводили в коли-титр [71, 87].

У якості основного показника ступеня фекального забруднення води водойми визначали лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП), до яких відносяться грамнегативні, неспороутворювальні палички, що ферментують лактозу до кислоти і газу при температурі 37 °С протягом 24 год, з негативним оксидазним тестом. Число лактозопозитивних кишкових паличок визначали титраційним методом [68].

До групи кишкових паличок (БГКП), відносили лактозопозитивні кишкові палички, які ферментують лактозу при температурі 44,5 °С і утворюють індол при даній температурі. При оцінці одержаних даних мало значення число БГКП у воді та їх відношення до лактозопозитивних кишкових паличок. Наявність у воді *E. coli* більше 1000 в 1 л свідчить про нещодавнє надходження господарсько-фекального забруднення, про незавершені процеси самоочищення, про недотримання вимог до очищення стічних вод і т.ін. [68, 85].

Ентерококи виявляли для підтвердження характеру забруднення. При індексі ентерококів більше 500 припускається попадання свіжого фекального забруднення. У групу ентерококів відносять два вида фекальних стрептококів: *S. faecalis*, що має основне індикаторне значення, і *S. faecium*. Позитивним результатом вважали наявність аспідно-чорних опуклих великих з металевим блиском колоній і сіруватих дрібних колоній [70].

Стафілококи визначали у воді водойм, що використовуються для купання, як показник забруднення води мікробіотою верхніх дихальних шляхів і шкірних покривів людини. При оцінці якості води індикаторними вважають стафілококи, що володіють лецитиназною активністю, в основному *S. aureus*. Сигнальне значення для регламентації навантаження на зону купання має наявність понад 100 бактерій стафілококів у 1 л води. Наявність стафілококів визначали титраційним методом посівом у стерильну сольову пептонну воду. Посіви інкубували при температурі 37 °С протягом 48 год. Висів з посівів робили на молочно-жовточно-сольовий агар [68].

Ідентифікацію сальмонел здійснювали шляхом вивчення колоній на щільних диференційно-діагностичних поживних середовищах Ендо та вісмут-сульфітному агарі. Відібрані колонії засівали штрихом по скошеному агару й уколом у стовпчик комбінованого середовища Олькеницького для первинної ідентифікації та здійснювали ідентифікацію культур рухливих грамнегативних паличок, які не ферментують сахарозу, не розщеплюють сечовину, ферментують глюкозу з газоутворенням, не утворюють індол і утворюють сірководень [70].

1.1.2 Виділення тіонових бактерій

Виділення та культивування тіонових бактерій здійснювали на щільних середовищах Бейеринка та Натанзона [87]. Середовище Бейеринка вважається універсальним для виділення нейтрофільних тіонових бактерій, а середовище Натанзона - для виділення нейтрофільних галофільних тіонових бактерій. При приготуванні середовищ враховували солоність морської води. Наявність росту спостерігали протягом 7 - 10 діб. Облік кількості колоній, проводили методом прямого підрахунку колоній, що виростили на щільному середовищі після висіву з відповідних розведень [9, 87].

1.1.3 Виявлення анаммокс бактерій

Для виявлення анаммокс бактерій (анаеробне хемолітотрофне окиснення амонію) використовували мінеральне поживне середовище [112, 139] наступного складу (г/л): $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 0,0514; NaNO_2 – 0,024; NaNO_3 – 0,010; KHCO_3 – 1,248; NaH_2PO_4 – 0,05; CaCl_2 – 0,3; MgSO_4 – 0,2; FeSO_4 – 0,006; EDTA – 0,006 [118, 119]. Посіви інкубували 4 доби (на четверту добу визначали кількість газу, що виділився) та визначали концентрацію амонія і нітриту [79, 140, 141]. Для ідентифікації анаммокс бактерій використовували метод FISH аналізу з використанням специфічних зондів [66, 126], що наведено у таблиці 1.3.

Зонди, використані для виявлення анамокс бактерій

Зонд	Послідовність 5' – 3'	Специфічність	Джерело
Amx368F	CCTTTCGGGCATTGCGAA	Yci Anammox	Schmid et al.(2003)
Amx820R	AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC	<i>Brocadia and Kuenenia</i>	Schmid et al.(2000)
Kts1275	TCGGCTTTATAGGTTTCGCA	<i>Kuenenia stuttgartiensis</i>	Schmid et al.(2000)

1.1.4 Виявлення міксобактерій

Для виділення міксобактерій з проб морської води з зони заплеску використовували метод висіву на бактеріальні круги [37, 43, 46]. На поверхню голодного агару наносили добові культури кормових бактерій (*Escherichia coli* або *Bacillus subtilis*) та розподіляли по поверхні поживного середовища у вигляді кругів діаметром 2-3 см. У центр круга наносили 10 мкл морської води та інкубували при 28 °C упродовж 18 діб. Починаючи з 3 доби інкубації, ріст культур контролювали за допомогою мікроскопу два рази на добу. У разі виявлення плодових тіл міксобактерій, їх збирали та переносили на чашки Петрі з голодним агаром, збагаченим 10⁹ КУО\чашка дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* та інкубували впродовж 7 діб. Після інкубації проводили підрахунок плодових тіл міксобактерій [46, 52, 65].

1.1.5 Визначення чисельності бактерій, що утворюють ендоспори

Для визначення загального мікробного числа ендоспороутворювальних бактерій та чисельності ендоспор 100 мкл проби без розведення висівали на МПА та середовище Горбенко на штучній морській воді (18% морської солі). Для виявлення ендоспор аліквоту проби піддавали пастеризації у режимі +80 °C впродовж 10 хв [79, 121].

Інкубацію інокульованих чашок проводили за температури 25 °C для підрахунку КУО мезофілів та +5 °C - для психрофілів та психротолерантних мікроорганізмів, відповідно. Трива-

лість інкубації складала 2 доби для визначення мезофілів та 7 діб для визначення психрофілів та психротолерантних бактерій [122, 124].

1.1.6. Виявлення алохтонних вірусів в морській воді

Дослідження проводили у 2015 році згідно методичних рекомендацій [69], для чого використовували серологічні, вірусологічні та молекулярно-генетичні (полімеразну ланцюгову реакцію) методи досліджень. Серологічні методи (імуно-ферментний аналіз) проводили на діагностичних тест-системах з метою виявлення антигенів вірусу гепатиту А та ротавірусів групи А. Полімеразну ланцюгову реакцію (тест-системи «Амплі-Сенс») використовували з метою виявлення ДНК аденовірусів, РНК астровірусів, РНК ентеровірусів, РНК каліцівірусів, РНК норовірусів. Вірусологічні дослідження проводили на перещеплюваних лініях культури клітин RD, L20B, Hep2. Концентрацію вірусів у пробах води визначали за допомогою гідрогелю метилкремнієвої кислоти (ГТМКК) та аеросилу [4, 5, 18-20, 69].

Для вірусологічних досліджень проби морської води відбирали у стерильний посуд. Для відбору проб води використовували скляні ємності об'ємом 3 л. Кожну пробу маркували з позначенням місця відбору, точки відбору, найменування проби, дати та часу відбору та зберігали на холоді при температурі 4 – 8 °С.

Аденовіруси концентрували шляхом адсорбції за допомогою аміноетоксіяеросила і його антигенів при рН 4,5-5,0. Відділення сорбенту з адсорбованим на ньому вірусом чи антигеном від інших компонентів суспензії і елюцію в трис-буферний розчин проводили при слабколужному значенні рН (7,8-8,2). Для обстеження води використовували також методику збору і концентрування вірусів за допомогою пакета з макропористим склом. Концентрацію вірусів визначали, базуючись на принципі сорбції вірусних часток сорбентом класу кремнеземів – макропористим склом марки МПС 1000 ВГХ і наступною десорбцією їх невеликим обсягом елюентів [35, 36, 120].

Для концентрації ентеровірусів у пробах води використовували спосіб концентрації на ультрафільтраційній системі „Мінітан” з використанням фільтрів „Millipore” чи „Sinpore”. Пробу

води пропускали через пластини з діаметром пор 0,45-0,80 мкм чи мікропористі капронові мембрани з діаметром пор 0,20 мкм із подальшою адсорбцією вірусу на фільтрах і одержанням концентрату вірусу з фільтрів шляхом рециркуляції води.

У процесі проведення моніторингу поширення циркуляції кишкових вірусів у водному середовищі для визначення антигенів норо-, рота-, рео-, аденовірусів і ВГА використовували експрес-метод імуноферментного аналізу (ІФА), для виявлення РНК ентеровірусів, астровіруса, ротавіруса, норовіруса 1 і 2 типів і ДНК аденовірусів використовували ПЛР [19, 20, 59, 72].

1.1.7. Оцінка фізико-хімічних характеристик морської води

Оцінку фізико-хімічних характеристик морської води здійснювали у 2015 році за питомою електропровідністю, значенням рН, величиною поверхневого натягу. Значення рН реєстрували йономіром типу ЄВ-74 за допомогою скляного електроду, допоміжного електроду, термокомпенсатора, не пізніше, ніж через 2 год після відбору проби. Величину поверхневого натягу (σ) відносно контролю – $(\sigma(\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}))_{18} = 73,05 \text{ мН/м}$ визначали за методом Вільгельмі [75].

Концентрації амонію, нітриту та нітрату в морській воді визначали електрофотометрично з використанням хімічної реакції йонів на реактив Несслера, реактив Гріса та фенолсульфідокислоти [6, 7].

Для виявлення іонів важких металів (ІВМ) у пробах морської води їх попередньо консервували 3 мл HCl на 1 л проби при аналізі на вміст Al , Fe , Cu , Ni тощо; 3 мл HNO_3 на 1 л проби при аналізі на вміст Pb , Se , Sr тощо. Концентрацію ІВМ (хром, цинк, мідь, кадмій, свинець) визначали методом електротермічної ААС з використанням приладу «Сатурн-2» у полум'ї суміші «повітря – пропан – бутан» при довжині хвилі 324,7 нм для Cu ; 228,8 нм для Cd ; 213,9 нм для Zn ; 283,3 нм для Pb тощо. Концентрацію Hg визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії [75].

Вміст гідрокарбонат-іонів визначали титриметричним методом; хлорид-іонів - осаджувальним аргентометричним методом та перевіряли додатково меркуриметричним титруванням; іонів магнію та кальцію – комплексонометричним титруванням; іонів

натрію та калію – полум'яно-фотометричним методом; сульфат-іонів – осаджувальним титруванням [33].

За вмістом хлорид-іонів, користуючись розширеним рівнянням Кнудсена (1), або спрощеним його виразом (2), визначали солоність (S у проміле - ‰):

$$S\text{‰} = 0,030 + 1,805Cl\text{‰}. \quad (1)$$

$$S\text{‰} = 1,80655Cl\text{‰}. \quad (2)$$

1.1.8 Оцінка генотоксичного і мутагенного впливу забруднення морської води у тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 98, TA 100

Генотоксичну активність відібраних зразків проб води визначали у 2015 році за основними методиками [10, 11, 102, 103]. Для визначення токсичності (властивість або якість, що приводить до загибелі живих організмів) і мутагенності (властивість або якість, що характеризує перебудови у генетичному апараті) об'єктів навколишнього природного середовища використовували методи біотестування [104, 105, 125, 127, 134].

У наших дослідженнях як тест-об'єкт використовували мутантні штами *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98. При біотестуванні на токсичність основною функцією тест-організму було виживання, а інтегральним показником – чисельність життєздатних клітин. При оцінці мутагенної активності функцією тест-організму обрана індукція мутацій, а відносним показником – кількість His⁺ ревертантів. Усі дослідження проводили у п'яти повторах. Використаний для біотестування мутантний штам *S. typhimurium* TA 100 дефектний за системою синтезу гістидину та біотину, і, внаслідок цього, неспроможний до самостійного розмноження поза лабораторних умов. Використання вказаного штаму дозволяє реєструвати токсичну дію і виявляти мутації, що виникають за типом заміни пар основ, обумовлені плазмідною *his D* 33052 [10, 11].

Мутантний штам *Salmonella typhimurium* TA 98 дозволяє реєструвати індуковані мутації типу зсуву рамки прочитування, що забезпечує мутація *his G* 46. Як методична основа біотестування на токсичність і мутагенність за допомогою *S. typhimurium* TA 100 та TA 98 використовували уніфіковану методику [10, 11, 102].

Показником токсичної дії була кількість клітин, що вижили, в досліді (%) в порівнянні з контролем. Критерієм токсичної дії при оцінці в тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98 слугувало статистично достовірне зменшення кількості життєздатних клітин. Класифікацію токсичної дії проводили за шкалою [11]: - на 50 та > % - потужна токсична дія; - на 35-50% - помірна токсична дія; - на 15-35% - слабка токсична дія; - на 15 та < % - відсутність токсичної дії.

Показник мутагенної дії розраховували за формулою: $N = T_{сac} / T_{мпа}$; де N - концентрація мутацій; $T_{сac}$ - кількість бактерій-ревертантів, що вирости на середовищі САС; $T_{мпа}$ - кількість клітин, що вирости на повноцінному середовищі МПА. Показники мутагенної дії групували за наступної шкалою: слабка мутагенна дія - перевищення рівня спонтанного мутагенезу менше ніж у 2 рази; помірна мутагенна дія - перевищення рівня спонтанного мутагенезу від 2 до 5 разів; потужна мутагенна дія - перевищення рівня спонтанного мутагенезу від 5 до 10 разів та більше. Контролем слугувала дистильована вода з додаванням морської солі.

1.1.9 Статистична обробка даних

Статистичну обробку даних проводили за стандартними методиками з використанням програмного пакета Microsoft Excel XP 2007. Набір і макетування тексту здійснювали з використанням текстового редактора Microsoft Word XP 2007. Висновки зроблені з урахуванням рівня значимості $\alpha = 0,05$.

1.2. Мікробіологічні, вірусологічні та санітарно-екологічні дослідження морської води Одеської затоки

1.2.1. Санітарно-мікробіологічне дослідження води

Відомо, що мікробіота прибережної зони моря піддається складному впливу кліматичних та антропогенних факторів, що спричиняють періодичні різкі зміни їх якісного та кількісного складу. Важливим таким фактором є винесення в море з суходолу біогенних елементів та мікроорганізмів разом з водними потоками, що спричинені опадами [115]. Екосистема порових вод інтерстиціальних порожнин зони псамоконтуру (зона заплеску)

пісчаних пляжів берегів Одеси може відігравати роль фільтру для такого потоку, затримуючи клітини мікроорганізмів на їх шляху до моря.

Фундатором вчення про псамоконтур є видатний український вчений гідробіолог академік НАН України, д.б.н., професор Ювеналій Петрович Зайцев. Масштаби контурних біотопів, по Зайцеву, вимірюються метровими відстанями, а видова різноманітність, чисельність, біомаса і продуктивність організмів, що їх населяють (контуробіонтів), у свою чергу, істотно перевищує ці показники мешканців контактних зон моря. У зв'язку з граничним положенням контурні спільноти виявились «екологічними мішенями» для різних негативних факторів [38-41, 137, 138].

Підтвердження даної гіпотези важливо як для раціоналізації процесу функціонування пляжів так і з фундаментально-наукової точки зору. Зона контакту трьох середовищ – піску, води та повітря – псамоконтур – являє собою маловивчений морський біотоп, і зокрема з точки зору його ролі у функціонуванні екосистеми моря [38 – 41, 114, 138].

Результати санітарно-мікробіологічного дослідження морської та порової води інтерстиціальних порожнин зони псамоконтуру (зона заплеску) прибережної зони Чорного моря наведено у табл. 1.4.

Морська вода, відібрана навесні у рекреаційних зонах Одеського узбережжя – у районі Дачі Ковалевського та Гідробіологічній станції ОНУ імені І.І. Мечникова, не відповідала нормативам за індексом лактозопозитивних кишкових паличок - індекс ЛКП у 2,0–3,7 рази перевищував гранично припустимий показник – 1000 кл/л.

У морській воді, відібраній на станції Дача Ковалевського у районі скиду господарсько-фекальних стічних вод, індекс *E. coli* сягав 1300 кл/л, що свідчить про незавершені процеси самоочищення води [24, 54, 56].

У поровій воді зони псамоконтуру, відібраній навесні у районі Дачі Ковалевського і на Гідробіологічній станції, індекс ЛКП у 240 разів перевищував нормативний показник. Про високий ступінь мікробного забруднення порової води свідчить також виділення бактерій роду *Proteus*.

Таблиця 1.4

Мікробіологічні показники морської та порової води прибережної зони Одеської затоки

Місце відбору		Мікробіологічні показники					
		Індекс ЛКП, кл/л $\times 10^2$	Індекс Е. сої, кл/л	Індекс ентеро-коків, кл/л	Індекс стафіло-коків, кл/л	Кол-фаги	Патогенна мікробіота
		Весна					
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	20±3	1300	<500	<50	0	0
	Порова	2400±20	<500	<500	<50	0	протей
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	Морська	37±6	<500	<500	<50	0	0
	Порова	2400±50	<500	<500	<50	0	протей
		Літо					
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	50±4	600	<500	<50	0	0
	Порова	2400±30	6200	<500	<50	0	0
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	Морська	2400±20	2300	<500	<50	0	0
	Порова	2400±50	2300	<500	<50	0	0
		Осінь					
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	28±5	<500	<500	<50	0	0
	Порова	2400±30	2300	<500	<50	0	0
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	Морська	6±1	<500	600	<50	0	0
	Порова	37±5	<500	<500	<50	0	0

Влітку високий рівень фекального забруднення був зареєстрований у морській та поровій воді з Гідробіологічної станції - індекс ЛКП та індекс *E.coli* сягали, відповідно, 2400 ± 20) $\times 10^2$ кл/л та 2300 кл/л, інші санітарно-бактеріологічні показники були у межах норми.

Максимальний індекс ЛКП був зареєстрований влітку у поровій воді зони заплеску, відібраній у районі Дачі Ковалевського, індекс *E.coli* у 12,4 разів перевищував нормативний показник. У морській воді, що відібрана на відстані 15 м від берега, індекс ЛКП не перевищував 500 кл/л, а індекс *E.coli* – 600 кл/л. Восени високим рівнем фекального забруднення характеризувалася порова вода зони псамоконтуру з Дачі Ковалевського, показники індексів ЛКП та *E. coli* були максимальними та сягали, відповідно, 2400 кл/л і 2300 кл/л.

Санітарно-бактеріологічні показники морської води у районі Гідробіологічної станції ОНУ восени практично відповідали нормі, у той час як у поровій воді цей показник перевищував норматив у 3,7 рази. Таким чином, результати наших досліджень збігаються з даними літератури [22, 51, 61, 74, 92, 95, 128] та свідчать про велике значення зони псамоконтуру в очищенні морської води від алохтонних санітарно-показових мікроорганізмів [61].

1.2.2. Вміст гетеротрофних бактерій

Гетеротрофні бактерії є потужним агентом трансформації і акумуляції практично всіх видів забруднюючих речовин [22, 25, 51]. Одним з критеріїв оцінки екологічного стану морської прибережної зони служать аеробні гетеротрофні бактерії зони заплеску, як показник нейтралізації антропогенного забруднення. Тому важливим є порівняльний аналіз частоти виділення окремих груп гетеротрофних мікроорганізмів з морської та порової води псамоконтуру.

Проведені дослідження дозволили констатувати, що найбільша чисельність гетеротрофних бактерій Чорного моря концентрується в контактній зоні моря. Це - прибережні райони, лимани, естуарії [45, 46, 47, 117].

Щільність бактеріального населення в цій зоні, як правило, складає близько 10^5 кл/мл, а діапазон коливань

$(0,1 - 270) \times 10^3$ КУО/мл. З віддаленням у відкрите море концентрація гетеротрофів поступово зменшується до 10^2 кл/мл, що є фоновим значенням для більшості акваторій.

Найбільша чисельність гетеротрофних бактерій виявлена в прибережній зоні дельти Дунаю $0,8 \times 10^6$ КУО/мл. В Сухо-му лимані чисельність гетеротрофів становила $10^3 - 10^4$ КУО/мл, в Дністровському лимані - $10^4 - 10^5$ КУО/мл, в руслі Дністра - $10^6 - 10^7$ КУО/мл, в плавневих озерах - 10^5 КУО/мл.

Висока чисельність гетеротрофних бактерій в прибережній зоні Чорного моря пов'язана з впливом суші і наявністю потужних постійних джерел забруднення, таких як випуск стічних вод, річковий стік. Така картина спостерігається на станціях, що розташовані поблизу скиду стічних вод м. Одеси (ст. "Південна"), м. Чорноморська та портів [38, 44, 98, 133].

1.2.2.1. Ковзні бактерії

Дослідження таксономічного складу мікробного ценозу Одеської затоки показало, що до складу домінуючих гетеротрофних бактерій входять представники малодослідженої групи ковзних бактерій, що отримали свою назву завдяки специфічному виду пересування [52, 65, 83]. Ковзні бактерії в Чорному морі, зокрема в районі Одеського прибережжя були виявлені в наших попередніх дослідженнях (табл. 1.5) [37].

Встановлено, що чисельність ковзних бактерій коливається в середньому від 10^2 до 10^4 КУО/мл. Максимальні значення зареєстровано в дельті Дунаю, Одеській затоці, Дністровському лимані [37].

Чисельність цитофаг у воді Одеської затоки в середньому сягає 3,0-5,0 тис. КУО/мл. Число цитофаг у поверхневих та придонних шарах води на більшості станцій Одеського прибережжя було відносно однаковим.

Тяжіння ковзних бактерій до щільних субстратів, завдяки специфічному механізму пересування, визначає високий рівень контамінації цими бактеріями мушлі мідій. Чисельність їх на поверхні стулок у деяких випадках сягала 10^5 КУО/см² (табл. 1.6).

Високий рівень контамінації мантиї мідій $10^2 - 10^5$ КУО/г си-рої маси демонструє здатність молюсків акумулювати ці бактерії

Таблиця 1.5

**Вміст цитофаг у воді та ґрунті прибережної зони
Одеської затоки восени (тис. КУО/мл)**

Район розташування станції	Вода		Ґрунт
	поверхнева	придонна	
Мис Є	2,8 ± 0,2	2,5 ± 0,5	45,0 ± 11,7
Лузанівка	2,0 ± 1,2	3,0 ± 0,8	13,3 ± 6,0
Порт	2,6 ± 0,8	0,9 ± 0,1	-*
Австрійський пляж	1,6 ± 0,6	1,2 ± 0,3	27,5 ± 2,3
Ланжерон	2,0 ± 1,3	2,8 ± 1,3	48,0 ± 23,1
Мис Північний	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	15,0 ± 0,2
Аркадія	1,2 ± 0,1	1,0 ± 0,2	-
16-а станція	0,2 ± 0,1	1,0 ± 0,2	-
Дача Ковалевського	0,2 ± 0,1	0,0	2,4 ± 0,7

Примітка: * - дослідження не проводили

Таблиця 1.6

Контамінація мідій ковзними бактеріями

Станція	Мантія (КУО/г) x 10 ²	Поверхня (КУО/см ²) x 10 ²
Лузанівка	3500 ± 54	130 ± 19
Гавань	1700 ± 135	76 ± 7
Ланжерон	1600 ± 93	63 ± 14
Дельфін	4700 ± 83	8 ± 2
Біостанція	1200 ± 46	300 ± 20
Аркадія	3000 ± 81	400 ± 19
10-а ст. В.Фонтану	1800 ± 75	3000 ± 49
16-а ст.В.Фонтану	3000 ± 72	260 ± 71

у внутрішніх органах за рахунок фільтрації води. Відсутність значних коливань чисельності ковзних бактерій на поверхні та в мантії мідій, зумовлених місцем мешкання молюсків, дає підстави припускати, що вони репрезентують природних мешканців цих гідробіонтів.

Контамінація мідій ковзними бактеріями на досліджених станціях не однакова, хоча чітких закономірностей у відмінностях між станціями встановити не вдається. Спостерігається дещо вищий вміст цих бактерій на стулках мідій, зібраних на 10-й станції Великого Фонтану.

Для виділення міксобактерій з проб морської води з зони заплеску використовували метод висіву на бактеріальні круги. Отримані результати свідчать про те, що в поровій воді інтерстиціальних порожнин зони псамоконтуру, відібраний влітку на Гідробіологічній станції, міксобактерії не виявили [43-45]. У пробах порової води зони заплеску, відібраних влітку на Дачі Ковалевського, були виявлені міксобактерії, які за формою плодових тіл та наявності характерного жовтого пігменту були ідентифіковані як *Mucococcus xantus*. Можливо наявність цих алохтонних для морської води мікроорганізмів можна пояснити потраплянням міксобактерій з прибережного ґрунту [77].

Отже, зважаючи на те, що ковзні бактерії, входять до складу домінуючої мікробіоти, вони завдяки своїм еколого-фізіологічним властивостям відіграють важливу роль в морських біоценозах. Широкий спектр і висока гідролазна активність ферментів забезпечує їм участь у процесах деструкції і мінералізації складних природних та синтетичних сполук в морських водоймах [37, 77].

Активний пошук і тяжіння до твердих субстратів дозволяє ковзним бактеріям швидко колонізувати їх, а висока резистентність до хімічних токсикантів дає їм певну перевагу в умовах хронічного антропогенного забруднення.

1.2.2.2. Тіонові бактерії

Вибір для дослідження зони заплеску був обґрунтованим деякими факторами. По-перше, біологічні та фізико-хімічні процеси на межі розділу фаз визначають повноту деструкції речовин різної хімічної природи, які потрапляють з водної товщі, та вносять свій вклад в кругообіг хімічних елементів і зміну трофності морського середовища [136]. По друге, саме сапрофітна мікробіота циклу азоту і сірки грають особливу роль в цьому процесі, як найбільш пристосовані до трансформації речовин складові мікросупільства [76, 84, 88].

Тіонові бактерії, які беруть участь в циклі сірки, володіють ще однією унікальною особливістю - здатністю пристосовуватись до змін умов проживання. Дослідження цієї групи мікроорганізмів були ускладнені їх особливостями росту – малими розмірами колоній (до 0,1 мм в діаметрі), відсутністю явної пігментації колоній, що робить їх "невидимими" на поверхні агару і достатньо довгим періодом утворення колоній після посіву.

Виділення та культивування штамів тіонових бактерій здійснювали на щільних середовищах Бейерінка та Натанзона [87]. При приготуванні середовищ враховували солоність морської води. Наявність росту спостерігали протягом 7-10 днів. Відомо, що чисельність тіонових бактерій Чорного моря, культивованих при аеробних і анаеробних умовах практично не відрізняється [6], тому культивування проводили в аеробних умовах.

На рис. 1.5 наведена кількість нейтрофільних тіонових бактерій, які виростили на щільних середовищах Бейерінку та Натанзона з проб води та зони заплеску, що були відібрані влітку та восени у районі Дачі Ковалевського та Гідробіологічної станції.

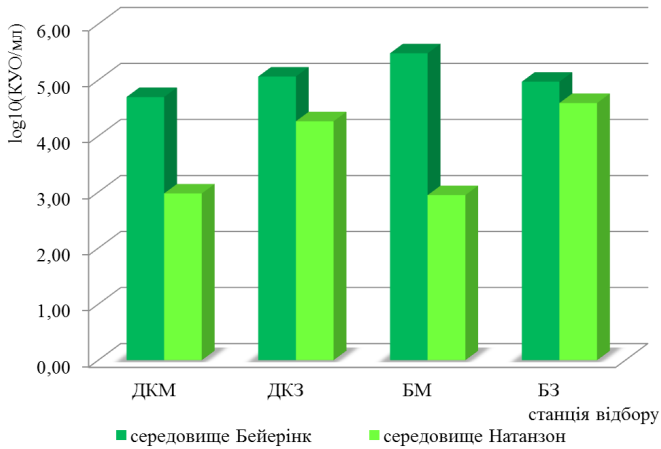
Максимальна кількість тіонових бактерій ($3,01 \pm 0,11 \times 10^5$ КУО/мл), що виростили на щільному середовищі Бейерінка, була зареєстрована у воді прибережної зони у районі Гідробіологічної станції. Чисельність тіонових бактерій у зоні заплеску біля Гідробіологічної станції була нижчою - $9,37 \pm 0,57 \times 10^4$ КУО/мл.

Мінімальною була чисельність тіонових бактерій влітку у прибережній морській та поровій воді біля Дачі Ковалевського – $5,00 \pm 0,56 \times 10^4$ КУО/мл, $1,16 \pm 0,09 \times 10^5$ КУО/мл, відповідно.

Для визначення галофільних тіонових бактерій використовували середовище Натанзону, до складу якого входить 30,0 г NaCl. Чисельність галофільних тіонових бактерій була мінімальною в прибережних водах, причому різниця між показниками чисельності тіонових бактерій, що виростили на середовищі Натанзона з проби води, відібраної біля Дачі Ковалевського та Гідробіологічної станції, була незначною – $9,47 \pm 0,16 \times 10^2$ КУО/мл та $8,87 \pm 0,10 \times 10^2$ КУО/мл, відповідно.

У воді зони заплеску чисельність галофільних тіонових бактерій була більшою у пробі води з Гідробіологічної станції – $3,90 \pm 0,22 \times 10^4$ КУО/мл. Кількість бактерій, які виростили на щільно-

1



2

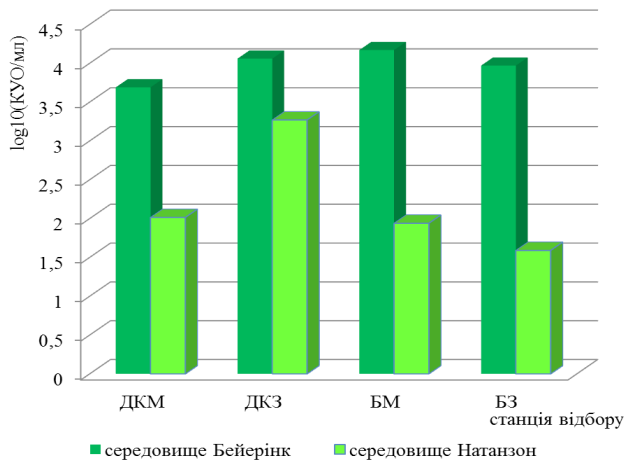


Рис. 1.5. Вміст нейтрофільних тіонових бактерій у морській та порівій воді заплеску влітку (1) та восени (2)

Примітка: ДК - Дача Ковалевського, Б - Гідробіологічна станція

му середовищі Натанзона, при висіві з проби, відібраної з зони заплеску в районі Дачі Ковалевського склала $1,87 \pm 0,15 \times 10^4$ КУО/мл.

Кількість бактерій, що вирости на щільному середовищі Бейерінка, при висіві з проби, відібраної в районі Дачі Ковалевського склала $5,0 \pm 0,19 \times 10^3$ КУО/мл. Висів проби води з зони заплеску показав наявність $1,2 \pm 0,02 \times 10^4$ КУО тіонових бактерій в

одному мілілітрі. Приблизно таку ж кількість колоній тіонових бактерій реєстрували в морській воді, відібраної в районі Гідробіологічної станції – $1,5 \pm 0,1 \times 10^4$ КУО/мл, а в зоні заплеску кількість бактерій, що вирости на середовищі Бейерінка, була дещо меншою – $9,4 \pm 0,2 \times 10^3$ КУО/мл.

При висіві з проби, відібраної в районі Дачі Ковалевського з морської води кількість галофільних тіонових бактерій, що вирости на чашках з середовищем Натанзона становила $1,04 \pm 0,05 \times 10^2$ КУО/мл, з зони заплеску – $1,90 \pm 0,01 \times 10^3$ КУО/мл. В той час як кількість галофільних тіонових бактерій у морській воді та зоні заплеску біля Гідробіологічної станції була незначною ($8,80 \pm 0,15 \times 10^1$ КУО/мл та $3,9 \pm 0,1 \times 10^1$ КУО/мл, відповідно).

Отримані результати щодо чисельності тіонових бактерій у прибережній воді Одеської затоки, узгоджуються з даними літератури. За результатами дослідження Бурдіян Н. В. [8], чисельність тіонових бактерій в прибережних водах варіювала до $4,5 \times 10^4$ КУО/мл. При цьому показано, що найбільша чисельність тіонових бактерій була зареєстрована у місцях, де спостерігають значне антропогенне навантаження.

Таким чином, найбільша кількість нейтрофільних тіонових бактерій була характерна для води, відібраної в районі Дачі Ковалевського у зоні заплеску – $1,16 \pm 0,09 \times 10^5$ КУО/мл влітку та $1,20 \pm 0,02 \times 10^4$ КУО/мл - восени, та морської води з акваторії Гідробіологічної станції – $3,01 \pm 0,11 \times 10^5$ КУО/мл влітку і $1,50 \pm 0,04 \times 10^4$ КУО/мл восени. Максимальна кількість галофільних тіонових бактерій зареєстрована в зоні заплеску в районі Гідробіологічної станції влітку – $3,90 \pm 0,12 \times 10^4$ КУО/мл, та Дачі Ковалевського – $1,9 \pm 0,02 \times 10^3$ КУО/мл восени.

Як відомо з літературних джерел максимальна кількість тіонових бактерій спостерігається в зонах з підвищеним антропогенним тиском [8]. Район Дачі Ковалевського - це район, який є найбільш забрудненим побутовими стоками в акваторії Одеської затоки, чим і пояснюється висока чисельність тіонових бактерій.

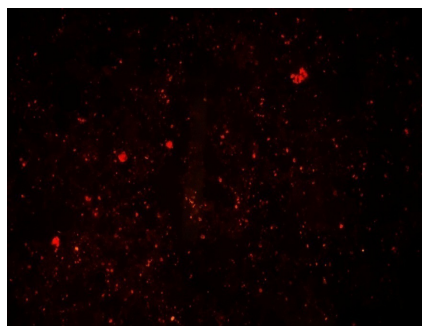
1.2.2.3. Анаммокс бактерії

Пройшло близько 20 років з моменту відкриття бактерій, які відповідають за АНАММОКС (ANAMMOX) *Anaerobic*

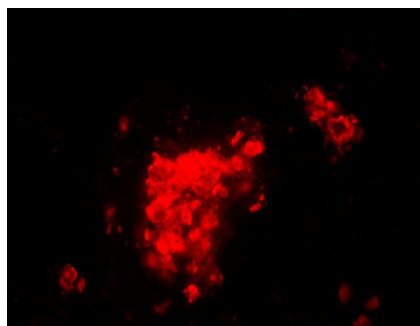
AMMonium OXidation процес – анаеробне окиснення аміаку з використанням нітриту як акцептора електронів з виділенням в навколишнє середовище молекулярного азоту та нітрату [118, 119]. На сьогодні, завдяки молекулярно-генетичним дослідженням анаммокс мікроорганізмів, їх виділено у п'ять родів, які були віднесені до нового створеного порядку *Candidatus Brocadiales* класу *Planctomycetia* [110, 139, 141]. Дослідження реакції анаммокс бактерій до зміни різних фізичних факторів показало їх здатність адаптуватися до змін температури і рН [66, 99, 129, 140].

Використана у наших дослідженнях гібридизація із зондом *Amx368F* показала, що порова вода зони псамоконтуру відібрана влітку на Гідробіологічній станції, містить велику кількість анаммокс бактерій, колонії яких у люмінесцентному мікроскопі виглядають як яскраво червоні конгломерати, що світяться (рис. 4).

FISH аналіз з використанням видоспецифічного зонду *Kts1275* [129] показав, що влітку у основній масі анаммокс бактерії у поровій воді зони заплеску на Гідробіологічній станції були представлені видом *Kuenenia stuttgartiensis* (рис. 1.6, 1.7).



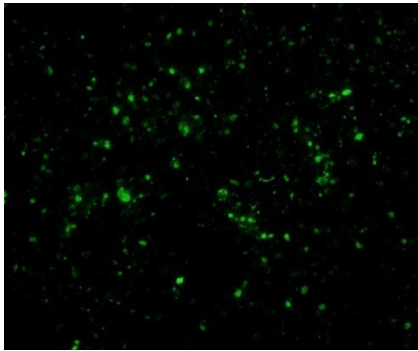
(x100)



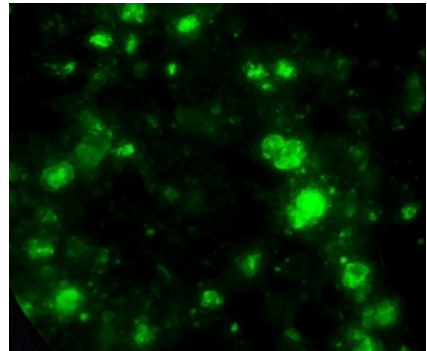
(x400)

Рис. 1.6. Колонії анаммокс бактерій при гібридизації із зондом *Amx368F*

При гібридизації з зондом *Kts1275* у люмінесцентному мікроскопі колонії бактерій *Kuenenia stuttgartiensis* виглядали як яскраво зелені конгломерати, що світяться.

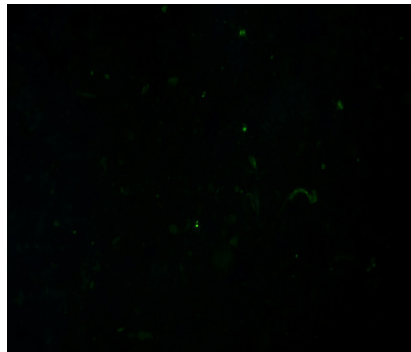


А (x100)



Б (x400)

Kuenenia stuttgartiensis



В (x100)

Brocadia

Рис. 1.7. Колонії бактерій *Kuenenia stuttgartiensis* (А, Б) при гібридизації з зондом Kts1275 та роду *Brocadia* (В) при гібридизації із зондом Amx820R

Використання родоспецифічного зонду Amx820R показало, що у поровій воді чисельність представників роду *Brocadia* значно менша ніж бактерій роду *Kuenenia* (виду *Kuenenia stuttgartiensis*).

Отримані дані щодо залишкового амонію та нітриту у поєднанні з FISH мікроскопією підтверджують наявність анаммокс бактерій в поровій воді зони псамоконтуру, що відібрана влітку на Гідробіологічній станції, а їх концентрація в пробі, проаналі-

зованої методом FISH, свідчить про те, що на глибині 50 см зони заплеску є усі необхідні умови для існування цієї групи мікроорганізмів [99, 110, 139].

1.2.2.4. Бактерії, що утворюють ендоспори

Частиною майже всіх аеробних мікробіот планети Земля є факультативно-анаеробні ендоспороутворювальні бактерії (ФАЕБ). Дві особливості біології цих мікроорганізмів забезпечують їм космополітичне поширення у біосфері: це надзвичайно різноманітна та гнучка фізіологія, що дає представникам цієї групи широкі можливості по адаптації до різноманітних умов та здатність до утворення ендоспор [115, 116, 133].

Ендоспора являє собою унікальний феномен не лише у світі прокариот, а й у живій природі взагалі – практично позбавлена вільної води та АТФ структура, що на багато порядків більш резистентна за вегетативну клітину до дії практично всіх небезпечних факторів довкілля і може зберігати життєздатність протягом тисяч років, і що не менш важливо – швидко проростати одразу після потрапляння до сприятливих умов. Функції ендоспори полягають не лише у збереженні виду за несприятливих умов, а й у поширенні через конвективні потоки води, повітря та механічне перенесення іншими живими істотами [121].

ФАЕБ являють собою яскравих представників зимогенної мікробіоти, що активно ростуть лише за наявності високо сприятливих умов довкілля (в першу чергу – наявності великої кількості досяжних поживних речовин) та по мірі вичерпання ресурсу переходять у стан ендоспори, в якому і проводять більшу частину свого життєвого циклу [122, 124].

Результати досліджень спороутворювальних бактерій представлені у табл. 1.7. та на рис 1.8. З яких видно, що навесні, влітку та восени у морській воді, відібраній в 15 м від берега, спори мезофільних ендоспороутворювальних бактерій не виявлялися.

Навесні в порів'язі воді псамоконтуру на станції Дача Ковалевського ендоспори мезофільних бактерій також не були виявлені у той час як влітку їх чисельність була максимальною. Восени цей показник знижувався. Це можна пояснити поступовим вимиванням ендоспор мезофілів з зони псамоконтуру наприкінці

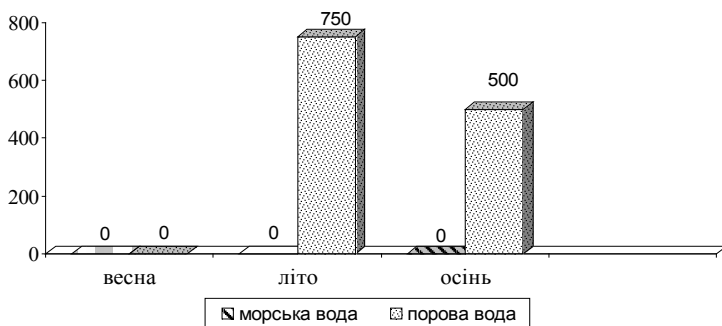


Рис. 1.8. Чисельність ендоспор (КУО/мл) мезофільних бактерій у морській та поровій воді дачі Ковалевського навесні, влітку та восени

Таблиця 1.7.

Загальне мікробне число та чисельність ендоспор мезофільних та психрофільних бактерій у морській та поровій воді (КУО/мл $\times 10^2$)

Точка відбору проб води		Мезофіли		Психрофіли	
		ЗМЧ	Ендоспори	ЗМЧ	Ендоспори
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	4388±105	0	440±11	20±1,2
	Порова	4068±58	5±1	219,15±10,2	0
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	Морська	54,8±3,1	0,35±0,01	3,15±1,10	0
	Порова	34±4,2	41,8±2,2	6,15±0,70	0

теплого сезону [124]. Восени показники загального мікробного числа мезофільних бактерій у морській та поровій воді на станції Дача Ковалевського були максимальними та відрізнялися один від одного незначно.

Число вегетативних клітин психрофільних бактерій у морській воді на станції Дача Ковалевського у 2 рази перевершувало цей показник у поровій воді. Чисельність ендоспор психрофільних ендоспороутворювальних бактерій у морській воді, навпаки була максимальною.

У поровій воді псамоконтуру на станції Дача Ковалевського ендоспори психрофільних бактерій не були виявлені. Восени у морській та поровій воді на Гідробіологічній станції загальне мікробне число мезофільних та психрофільних бактерій було на два порядки менше ніж на станції Дача Ковалевського. Чисельність спор мезофільних ендоспороутворювальних бактерій у поровій воді на Гідробіологічній станції більше ніж у 100 разів була вище ніж у морській воді. При цьому спори психрофільних бактерій у морській та поровій воді практично не виявляли.

В цілому, найбільш виразними є дві тенденції: це перевага концентрації вегетативних форм над ендоспорами та більш висока концентрація обох форм бактерій у псамоконтурі у порівнянні з морською водою. Перше може бути пояснено, по-перше, зимогенним характером екофізіології ендоспороутворювальних бактерій, по-друге, все ще відносно високою температурою води в даний період року (жовтень) [122]. З останнього також виходить пояснення іншої тенденції – перевага концентрації мезофільних бактерій над психрофільними, що спостерігалася у всіх пробах води, крім однієї. Мікробота псамоконтуру має проміжний характер між мікробіотами морської води та ґрунту, і містить певну кількість ендоспороутворювальних бактерій.

Таким чином, можна стверджувати, що псамоконтур відіграє роль природнього фільтру, який певною мірою звільнює потік води з суходолу від надлишку біогенних елементів та аллохтонних мікроорганізмів [116].

1.2.3. Алохтонні віруси

Забруднення об'єктів навколишнього середовища патогенними алохтонними вірусами відбувається переважно через неочищені, недостатньо очищені та знезаражені господарсько-побутові стічні води. Є багато доказів щодо ролі водного фактора у поширенні вірусів поліомієліту, гепатиту А та описано епідеміологічні спалахи водного характеру. Відомо, що через воду можуть розповсюджуватися віруси гепатиту А, ентеровіруси, ротавіруси, аденовіруси, каліцівіруси, астровіруси [4, 36, 57, 58, 67, 69, 72, 89, 97]. Зростаюче антропогенне біологічне навантаження на гідросферу сприяє збільшенню їх кількості у воді, а отже це має важли-

ве епідемічне значення, так як віруси відіграють важливу роль в інфекційній патології людей.

Для України особливо важливим є екологічний стан Чорного моря, яке є практично «закритою» водоймою і тому особливо чутливою до біологічного забруднення. Вплив найбільш повноводних рік, що впадають у Чорне море теж дуже важливий при розповсюдженні вірусів і мікроорганізмів. Ріки Дунай, Дніпро, Дністер, Південний Буг привносять у море значну кількість алохтонних вірусів патогенних для людини. Завдяки своїй екологічній пластичності, патогенні віруси з суші здатні адаптуватися до нових умов гідросфери з освоєнням нових хазяїв [36].

Алохтонні віруси потрапляють у водойми зі антропогенними стоками. Морські мешканці Чорного моря є носіями вірусів багатьох хвороб тварин і людини, а вживання морепродуктів призводить до спалахів різних важких захворювань. Вірусологічні та серологічні дослідження чорноморських савців виявили контакти їх не тільки з вірусом гепатиту, але і з вірусом пташиного грипу та морбіллівірусами [89]. Антропогенне забруднення Чорного моря (води і донних осадів) і гідробіонтів патогенними для людей вірусами призводить до придбання нових, більш вірулентних, властивостей. Встановлено циркулювання патогенних вірусів в організмі чорноморських молюсків-фільтраторів [73]. Здатність кишкових вірусів не тільки зберігатися, але і розмножуватися в організмах деяких видів найпростіших свідчить про вплив біоти, що заповнює з суші екологічну нішу гідросфери та гідробіонтів патогенними вірусами людини і тварин [89].

Проведені санітарно-вірусологічні дослідження в морській воді з Дачі Ковалевського у районі скиду стічних вод виявили вірус гепатиту А (табл. 1.8).

Виявлення антигену ВГА навесні та восени, може бути пов'язано з тим, що віруси краще зберігаються у навколишньому середовищі при низьких температурах. Вірус гепатиту А може зберігатися у воді від 3 до 10 місяців [35, 73]. Внаслідок порушення правил очистки та знезараження стічних вод, які скидаються у відкриті водойми, відбувається їх забруднення. Влітку у досліджених пробах морської та порової води ДНК аденовірусів, РНК астровірусів, РНК ентеровірусів, РНК каліцівірусів, РНК норові-

Таблиця 1.8.

**Вірусологічні показники морської та порової води зони заплеску прибережної зони
Одеської затоки**

Місце відбору проби води	Вірусологічні показники							
	ДНК адено- вірусів	РНК астро- вірусів	РНК ВГА	РНК ентеро- вірусів	РНК каліці- вірусів	РНК Норо- вірусів	РНК рога- вірусів	
Весна								
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	-	+	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	-
<i>e</i> - Гідробіологічна станція	Морська	-	-	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	-
Літо								
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	-	-	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	-
<i>e</i> - Гідробіологічна станція	Морська	-	-	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	-
Осінь								
<i>d</i> - Дача Ковалевського	Морська	-	-	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	+
<i>e</i> - Гідробіологічна станція	Морська	-	-	-	-	-	-	-
	Порова	-	-	-	-	-	-	-

Примітка: - не виявлено, + виявлено

русів, а також вірус гепатиту А і ротавіруси не виявлено. Восени у пробі порової води зони псамоконтуру на Дачі Ковалевського виявлено антиген ротавірусу групи А, який поширений у всьому світі [5, 24, 120].

Результати наших досліджень свідчать про велике значення зони псамоконтуру в очищенні морської води від санітарно-показових мікроорганізмів. У розпал купального сезону на пляжі багато відпочиваючих, що збільшує антропогенне навантаження на морське середовище. У рекреаційних зонах узбережжя Чорного моря з різним рівнем антропогенного забруднення - у районі випуска стічних вод у море на Дачі Ковалевського та в умовно чистому районі узбережжя – на Гідробіологічній станції реєструється велика кількість мікроорганізмів різних систематичних груп.

Піщані береги як величезні біофільтри затримують не лише алохтонні, у тому числі патогенні та санітарно-патогенні бактерії, але й автохтонні мікроорганізми, тому у морській воді на відстані 15 м від берегу реєструється значно менший ніж у прибережній зоні рівень мікробного забруднення [19, 59].

Вірусологічні дослідження морської води Одеського узбережжя показали, що морська вода не є виключенням, і також забруднена цими вірусами, хоча і має певну віруліцидну дію. У морській воді виявлені ротавіруси та вірус гепатиту А. Епідеміологічними особливостями досліджуваних вірусів було те, що вірус гепатиту А в стічних водах виділявся лише взимку, а ротавіруси - восени і взимку. Аналіз сезонної динаміки частоти виявлення найбільш розповсюджених вірусів: вірусу гепатиту А та ротавірусу показав, що найбільша частота виявлення гепатиту А та ротавірусу спостерігається у осінній період. Взимку відмічається спад частоти виявлення як вірусу гепатиту А, так і ротавірусів. А весною вони практично не реєструються або реєструються в окремих випадках.

Таким чином, результати наших досліджень свідчать про необхідність проводити постійний ретельний моніторинг санітарно-вірусологічного стану прибережної морської води Одеської затоки для попередження виникнення спалахів таких інфекцій як гепатит А, ротавірусної та ентеровірусної інфекції.

1.2.4. Фізико-хімічні показники морської та порової води

Чорне море є унікальним середовищем, яке піддається антропогенному впливу [7, 33, 40]. Близько 90% об'єму морської води позбавлено кисню. Через насиченість глибинних шарів води сірководнем там існують лише деякі види анаеробних бактерій. Найбільші ріки Чорноморського басейну (Дунай, Дніпр, Південний Буг та Дністр) визначають стан живих біологічних ресурсів усього Чорного моря та вносять ~80% забруднюючих речовин [111, 131, 132, 135].

Склад морської води, відібраної з акваторії Гідробіологічної станції та Дачі Ковалевського в різні пори 2015 року, наведений у табл. 1.9 -1.11 і на рис. 1.10 – 1.12, показує, що концентрація йонів NO_3^- не перевищувала норм ГДК: нітрати добре розчинні у воді, а тому вони добре видаляються із неї в результаті ефективної діяльності мікроорганізмів.

Нітрат-йони виявлено в осінній період, причому більше в морській воді, ніж у поровій. В усіх дослідних пробах води були відсутні нітрит-йони. Вміст сульфат-йонів в осінній період в районі Дачі Ковалевського зріс в 1,8 і 2,0 рази в прибережній зоні (морська вода) та в зоні заплеску (порова вода); та в 1,2 рази – в прибережній зоні (морська вода) в районі Гідробіологічної станції. Вміст гідрокарбонат-йонів в морській та поровій воді перевищував їх вміст в літній та осінній період [6, 26, 27, 81, 101].

Основною екологічною проблемою Чорного моря є забруднення різними високотоксичними політантами: йонами важких металів (ВМ), нафтою і нафтопродуктами, детергентами, хлорорганічними сполуками та іншими [113, 123, 130].

Дослідження показали, що в усіх досліджуваних пробах морської та порової води переважали йони: Zn (II) – $56,5 \pm 3,0$ мкг / дм^3 (порова вода Дачі Ковалевського, осінь); Cr (VI) – $44,10 \pm 3,0$ мкг / дм^3 (порова вода Дачі Ковалевського, осінь); Cu (II) – $32,0 \pm 2,0$ (порова вода Дачі Ковалевського, осінь); Pb (II) – $5,8 \pm 0,7$ мкг/ дм^3 (морська вода в районі Гідробіологічної станції, весна); Cd (II) – $0,18 \pm 0,03$ мкг/ дм^3 (морська вода в районі Дачі Ковалевського, весна) [54].

Незалежно від пори року і моніторингової зони спостерігали наступний ряд йонів ВМ по збільшенню їх концентрації:

Таблиця 1.9

Фізико-хімічні показники проб морської та порової води прибережної зони

Показник	Одиниця виміру	Гідробіологічна станція - с				Дача Ковалевського - d							
		весна		літо		осінь		весна		літо		осінь	
		морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова
Водневий показник (рН _{ср})	(од. рН)	8,38±	8,05±	7,80±	7,45±	8,14±	8,01±	8,26±	7,97±	7,05±	7,40±	7,20±	6,45±
		0,1	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05
Питома електропровідність	мкСм/см	31,8	31,8	31,2	31,3	не визначено	не визначено	32,0	31,4	31,2	29,3	32,7	33,5
		3,18x10 ³	3,18x10 ²	3,12x10 ²	3,13x10 ²	не визначено	не визначено	3,20x10 ²	3,14x10 ²	3,12x10 ²	2,93x10 ²	3,27x10 ²	3,35x10 ²
Нітрат-йони (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	26,0±	відсутні	відсутні	відсутні	9,75±	2,25±	відсутні	34,7±	відсутні	відсутні	12,0±	8,08±
		2,20	відсутні	відсутні	відсутні	0,10	0,21	відсутні	2,50	відсутні	відсутні	1,80	1,20
Йони амонію (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	17,2±	23,3±	11,5±	12,58±	не визначено	не визначено	99,7±	20,4±	17,96±	17,96±	0,45±	0,48±
		1,20	2,20	1,40	1,40	не визначено	не визначено	8,5	2,1	1,2	1,2	0,05	0,04

Примітка: ГДК нітрат-йонів, нітрит-йонів та азоту амонійного для рибо-господарських водойм складає 40; 0,08 і 2,9 мг/дм³, відповідно

Таблиця 1.10

Компонентний склад морської та порової води зони заплеску прибережної зони

Вміст іонів, мг/дм ³	Гідробіологічна станція - с						Дача Ковалевського - d					
	весна		літо		осінь		весна		літо		осінь	
	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова
Хлорид-йони (Cl ⁻)	9369± 872	12586± 1145	9310± 743	9364± 827	9205± 786	8700± 644	10289± 973	13118± 1239	11036± 984	9452± 851	18270± 1540	20569± 1765
Сульфат-йони (SO ₄ ²⁻)	1435± 127	1915± 143	1422± 96	1419± 138	1923± 169	1414± 115	1589± 109	2061± 183	1642± 156	1450± 98	2870± 174	3025± 224
Гідрокарбонат-йони (HCO ₃ ⁻)	397±28	366±31	320±17	305±24	244±16	336±23	427±29	472,8±34	275±18	366±26	244±19	214±13
Бромід-йони (Br ⁻)	4,3±0,2	20,0±3	24,0±2	25,5±2,1	9,24±1,4	5,43±0,7	89,0±7	34,0±5	23,17±1,8	23,76±2,2	17,20±1,4	16,0±1,3
Йони кальцію (Ca ²⁺)	255±18	342±23	248±21	263±19	280±24	300±25	278±26	366±22	301±17	195±14	280±18	306±24
Йони магнію (Mg ²⁺)	664±51	872±62	625±43	637±38	633±41	679±49	710±54	920±61	750±63	696±56	640±48	695±39
Йони натрію (Na ⁺)	5104± 432	6895± 541	3010± 276	2962± 179	4945± 346	5335± 397	5451± 478	7321± 572	5825± 476	5033± 408	5440± 437	5522± 396
Йони калію (K ⁺)	197±17	266±15	200±12	195±18	185±13	204±16	274±24	284±19	216±14	318±21	190±12	204±9

Примітка: ГДК_{шкідливості} (Cl⁻)=11,9 г/дм³; ГДК_{шкідливості} (SO₄²⁻)=3,5 г/дм³

Таблиця 1.11

Вміст неорганічних і органічних полютантів у морській та поровій воді прибережної зони

Полютанг	Гідробіологічна станція - с						Дача Ковалевського - d					
	весна		літо		осінь		весна		літо		осінь	
	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова	морська	порова
Вміст неорганічних полютантів, мкг/дм ³												
Кадмій Сd (II), ГДК _{сд} = 10,0 мкг/дм ³	0,11±	0,12±	0,011±	0,012±	0,011±	0,011±	0,18±	0,18±	0,014±	0,017±	0,016±	0,023±
	0,02	0,02	0,004	0,004	0,004	0,004	0,03	0,03	0,004	0,005	0,003	0,004
Свинець Рb (II), ГДК _{рб} = 10,0 мкг/дм ³	5,80±	3,80±	0,012±	0,015±	0,015±	0,015±	4,10±	3,70±	0,019±	0,022±	0,018±	0,024±
	0,70	0,40	0,005	0,005	0,003	0,003	0,45	0,50	0,004	0,004	0,004	0,003
Мідь Cu (II), ГДК _{су} = 5,0 мкг/дм ³	8,50±	8,70±	20,00±	21,00±	22,00±	29,00±	3,20±	7,40±	24,00±	27,00±	24,00±	32,00±
	0,85	0,85	4,00	4,00	2,00	2,00	0,40	0,60	3,00	3,00	3,00	2,00
Хром (VI), ГДК _{св(вi)} = 1,0 мкг/дм ³	2,10±	8,70±	0,020±	0,020±	0,020±	0,020±	10,70±	4,30±	0,020±	0,02±	20,00±	44,10±
	0,30	0,40	0,002	0,002	0,003	0,003	1,50	0,40	0,003	0,002	3,00	3,00
Цинк Zn (II), ГДК _{zn} = 50,0 мкг/дм ³	6,60±	10,90±	0,037±	0,037±	0,030±	0,035±	12,1±	40,2±	0,041±	0,044±	42,0±	56,5±
	0,45	1,20	0,004	0,004	0,003	0,003	2,00	4,00	0,004	0,003	4,00	2,00
Σ Me (Zn+Cu+Pb)	20,90	23,40	20,10	21,10	22,05	29,05	19,40	51,3	24,07	27,08	66,02	88,52
Вміст органічних полютантів, мг/дм ³												
Нафтопродукти, ГДК = 0,05 мг/дм ³	0,04±	практ. відсутн	3,40±	відсутн	0,05±	0,05±	0,38±	0,05±	0,15±	0,20±	0,05±	0,05±
	0,005		0,40		0,005	0,005	0,04	0,005	0,05	0,03	0,005	0,005
Аніонні ПАВ ГДК = 0,5 мг/дм ³	1,70±	1,70±	1,50±	1,60±	2,40±	2,20±	1,50±	2,00±	1,50±	1,90±	2,20±	2,40±
	0,25	0,18	0,20	0,18	0,25	0,25	0,20	0,30	0,17	0,15	0,35	0,25

$Cd(II) < Pb(II) < Cu(II) < Cr(VI) < Zn(II)$. Виявлено найбільше перебільшення ГДК по йонам міді та йонам хрому шестивалентного та йонам цинку. Щодо йонів кадмію та свинцю, то протягом сезонного моніторингу морської та порової води в районах Гідробіологічної станції та Дачі Ковалевського їх концентрація не перевищувала норм ГДК.

Не дивлячись на мікрограмові кількості $Cd(II)$ та $Pb(II)$ їх концентрація у весняний період у морській та поровій воді в районі Гідробіологічної станції ($0,11 \pm 0,02$ мкг/дм³ – наприклад, по $Cd(II)$) та в районі Дачі Ковалевського ($0,18 \pm 0,03$ мкг/дм³ теж по $Cd(II)$) була на порядок вищою порівняно із літнім і осіннім сезоном по моніторинговим районам (рис. 1.9, А, Б).

Отже, морська і порова вода в районі Гідробіологічної станції та Дачі Ковалевського забруднена йонами міді, причому вони в більшій мірі містились в зоні заплеску.

Найбільший вміст йонів міді виявлено у поровій воді в районі Дачі Ковалевського. В цілому, моніторингові сезонні спостереження показали тенденцію до накопичення цього важкого металу, особливо в поровій воді (зона заплеску) Гідробіологічної станції і Дачі Ковалевського (рис. 1.9, В).

Йони міді досить швидко поглинаються гетеротрофними мікроорганізмами, які потім можуть осаджуватися на завислих речовинах і накопичуватися в донних відкладеннях. При цьому концентрація йонів міді у воді може бути значно нижче початкової. Згодом мікроорганізми можуть десорбувати йони міді і тим самим викликати повторне забруднення води, що може бути викликано зміною рН середовища, порою року, викидами тощо [26, 27]. Зазвичай, концентрація йонів міді у морській воді коливається від 0,5 до 3,5 мкг/дм³. Така концентрація $3,2 \pm 0,04$ мкг/дм³ була виявлена лише в одній пробі морської води, відібраної навесні 2015 року в районі Дачі Ковалевського.

Навесні концентрація йонів шестивалентного хрому в морській та поровій воді в районі Гідробіологічної станції та в районі Дачі Ковалевського перевищувала норму ГДК відповідно у 8,7 та 10,7 разів (рис. 1.9, Г).

Водорозчинні сполуки цинку також становлять велику загрозу для екосистеми. В осінній період послідовність накопичення

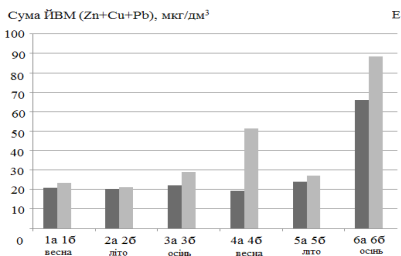
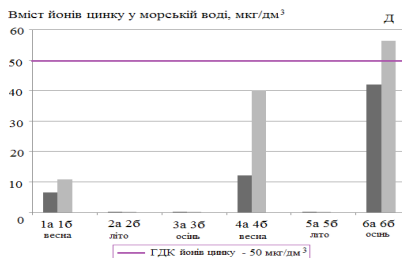
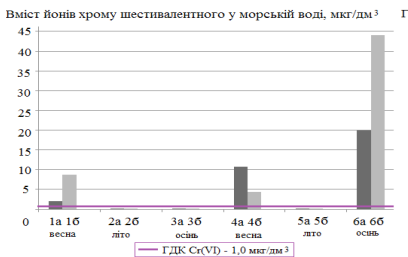
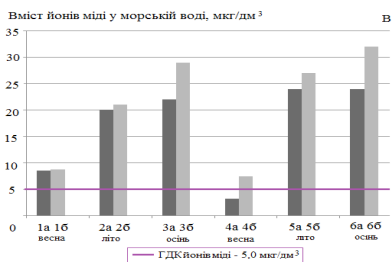
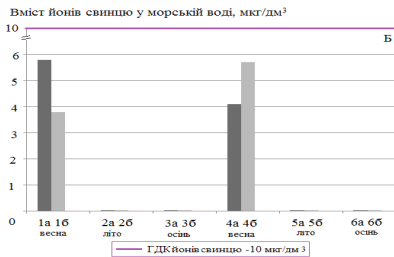
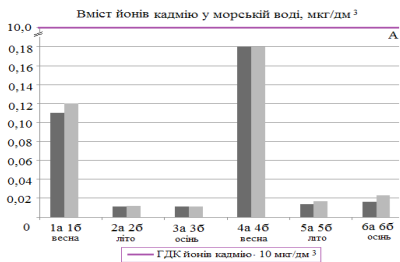


Рис. 1.9. Сезонна динаміка вмісту (у мкг/дм³) йонів важких металів: кадмію (А), свинцю (Б), міді (В), хрому шестивалентного (Г), цинку (Д), суми йонів ВМ Σ (Zn+Cu+Pb) (Е) (а – морська вода, б – порова вода), що відібрана 2015 року в районі Гідробіологічної станції (1, 2, 3) і Дачі Ковалевського (4, 5, 6)

йонів важких металів у поровій воді в районі Дачі Ковалевського становила: Cd (II) > Pb (II) > Cu (II) > Cr (VI) > Zn (II). По перевищенню концентрації йонів ВМ вище ГДК спостерігалась така закономірність: Zn < Cu < Cr. Загальна сума катіонів важких металів (Zn+Cu+Pb) в різні пори року була майже незмінною в морській воді Гідробіологічної станції (20,10-22,05) мкг/дм³, в по-

ровій воді зростала з 21,10 до 29,05 мг/дм³; у поровій воді Дачі Ковалевського зростала восени у три рази - до 88,52 мг/дм³.

В пробах морської та порової води поллютанти органічної природи: нафтопродукти і синтетичні поверхнево-активні речовини (ПАР) містились у концентраціях, що в декілька разів перевищують ГДК [26, 27]. Концентрація вуглеводнів нафти у морській та поровій воді в районі Гідробіологічної станції у весняний і осінній період не перевищувала ГДК 0,05 мг/дм³ – для морського середовища. В районі Дачі Ковалевського спостерігали протилежну тенденція до накопичення вуглеводнів нафти у поровій воді в зоні заплеску; концентрація нафтопродуктів у декілька разів перевищувала норму ГДК (рис. 1.10, А).

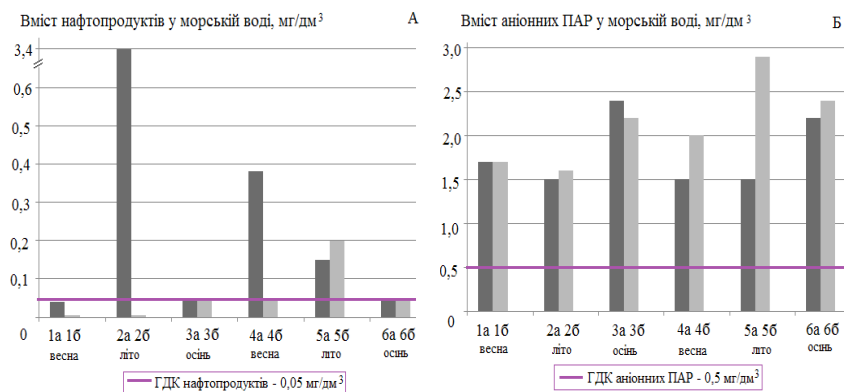


Рис. 1. 10. Сезонна динаміка вмісту (у мг/дм³) нафтопродуктів (А), аніонних ПАР (Б) в морській воді (а – морська вода, б – порова вода), що відібрана в районі Гідробіологічної станції (1, 2, 3), Дачі Ковалевського (4, 5, 6)

Проведений екстракційно-фотометричний аналіз проб морської води показав наявність аніонних ПАР (рис. 1.10, Б). Концентрація аніонних ПАР в морській та поровій воді в районі Гідробіологічної станції та Дачі Ковалевського протягом всього періоду досліджень становила в межах від 2,2 до 2,4 мг/дм³ [ГДК (аніонних ПАР) = 0,5 мг/дм³]. Виявлене свідчить про постійне надходження цих органічних речовин у морське середовище [26, 27].

Резюмуючи викладене вище, слід зазначити, що в осінній період найбільший вміст важких металів виявлено в поровій воді в районі Дачі Ковалевського (рН середовища 6,4 - 6,45): в поровій морській воді містились аніонні ПАР, нітрит-йони та йони хрому шестивалентного, міді та цинку (у концентрації вище за ГДК) [27, 54].

1.2.5. Рівень генотоксичної та мутагенної активності забруднення морської води Одеської затоки

Проведений у рамках комплексного моніторингу хімічний аналіз морської та порової води, відібраної у районах Одеської затоки з різним рівнем антропогенного навантаження, показав наявність у досліджених пробах морської води токсичних поліютантів органічної та неорганічної природи, що можуть викликати у морських мікроорганізмів небажані генотоксичні та мутагенні ефекти. Тому у тесті Еймса було оцінено рівень генотоксичної та мутагенної активності забруднення морської води Одеської затоки.

На генотоксичну активність відібрані зразки аналізували за основними методиками [10, 11, 102, 103]. Для визначення токсичності (властивість або якість, що приводить до загибелі живих організмів) і мутагенності (властивість або якість, що характеризує перебудови у генетичному апараті) об'єктів навколишнього природного середовища (води, донних відкладень, ґрунту) використовували методи біотестування [104, 105, 125, 127, 134]. У наших дослідженнях як тест-об'єкт використовували мутантні штами *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98.

В тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 100 більшість зразків морської води, відібраної влітку, викликала потужну токсичну дію. Найбільш токсичною виявилась вода, відібрана в районі Дачі Ковалевського. Відібрана в зоні заплеску проба морської води, викликала загибель більше 85,0% життєздатних клітин (табл. 1.12), що відповідає рівню потужної токсичної дії. Саме цей зразок морської води викликав мутагенну активність, яка у $4,03 \pm 0,075$ рази перевищувала контрольні показники (табл. 1.12), що відповідає рівню помірної мутагенної дії. Зразок морської води, відібраний біля берега в районі Дачі Ковалевського,

викликав загибель 77,0% життєздатних клітин бактерій. Мутагенна активність для цього зразка морської води відповідала рівню «слабка мутагенна дія» ($1,1 \pm 0,10$ від од.).

Проба морської води, яка була відібрана з заплеску в районі Гідробіологічної станції також володіла потужною токсичною дією. У цьому випадку загибель життєздатних клітин досягала 70,0% у порівнянні з контролем. Проба морської води, що була відібрана біля берега в районі Гідробіологічної станції, навпаки, викликала значну стимуляцію росту клітин сальмонели у тесті на життєздатність. Перевищення контрольних показників становило 317,3%.

Мутагенна активність в тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 100 для морської води з Гідробіологічної станції влітку не була зафіксована (табл. 1.13). Результати біотестування цих проб води з використанням бактеріальної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98 були подібними за деякими показниками. Так, зразок морської води, відібраний в районі Дачі Ковалевського з зони заплеску найбільш негативно впливав на бактеріальні клітини тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98. Саме для цієї проби встановлена загибель 65,0% життєздатних клітин сальмонели, що відповідає рівню «потужної токсичної дії», відповідно обраної нами шкали токсичності. Одночасно реєстрували значну мутагенну активність, яка склала $6,03 \pm 0,21$ відносних одиниць у порівнянні з контролем. Токсичність морської води біля берега в районі Дачі Ковалевського також викликала загибель життєздатних клітин тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98. Однак, у порівнянні з тест- системою *Salmonella typhimurium* TA 100 рівень токсичності був дещо менший і загибель життєздатних клітин не перевищувала 35,0%. Рівень мутагенної активності становив $2,14 \pm 0,13$ відносних одиниць у порівнянні з контролем (табл. 1.13). Зразок морської води, відібраний біля берега в районі Гідробіологічної станції, викликав потужну мутагенну активність ($5,73 \pm 0,09$ від. од.) з одночасною потужною токсичністю – загибель більше 50,0% життєздатних клітин. Цій зразок води був єдиним, що принципово відрізнявся за показниками біотестування від результатів, отриманих при використанні тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 100.

Таблиця 1.12

Вплив забруднення морської та порової води на життєздатність бактерій *Salmonella typhimurium*

Станція	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98		<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	
	Кількість колоній на середовищі МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)	Кількість колоній на середовищі МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)
Літо				
Контроль	382,7 \pm 5,23	100,0 \pm 5,23	26,67 \pm 2,36	100 \pm 2,36
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	морська	189,3 \pm 11,39	111,3 \pm 3,64	417,3 \pm 1,54
	порова	289,3 \pm 18,29	75,6 \pm 1,61	8,0 \pm 1,13
<i>d</i> - Дача Ковалевського	морська	245,3 \pm 15,9	64,0 \pm 0,87	6,0 \pm 1,13
	порова	133,3 \pm 11,39	34,8 \pm 0,72	3,67 \pm 1,31
Осінь				
Контроль	382,7 \pm 5,23	100,0 \pm 5,23	26,67 \pm 2,36	100 \pm 2,36
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	морська	244,0 \pm 4,53	63,7 \pm 0,40	3,67 \pm 1,31
	порова	138,7 \pm 9,42	36,2 \pm 2,08	77,67 \pm 2,36
<i>d</i> - Дача Ковалевського	морська	213,3 \pm 11,39	55,7 \pm 1,21	38,67 \pm 1,31
	порова	325,3 \pm 6,91	85,0 \pm 0,61	11,67 \pm 0,35

Таблиця 1.13

Рівень індукції мутацій за впливу забруднень морської та порової води

Станція	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98		<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	
	Кількість колоній на середовищі САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)	Кількість колоній на середовищі САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)
Літо				
Контроль		1,00±0,31	57,67±3,46	1,00±0,14
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	морська	92,67±3,46	44,00±1,13	0,18±0,021
	порова	24,00±1,96	0,92±0,04	0,366±0,037
<i>d</i> - Дача Ковалевського	морська	45,00±2,26	2,14±0,13	1,10±0,10
	порова	68,67±3,46	6,03±0,21	4,04±0,075
Осінь				
Контроль		1,00±0,31	57,67±3,46	1,00±0,14
<i>c</i> - Гідробіологічна станція	морська	66,00±4,08	3,16±0,30	3,11±0,25
	порова	24,67±2,36	2,08±0,03	0,18±0,06
<i>d</i> - Дача Ковалевського	морська	37,33±2,85	2,05±0,10	0,50±0,15
	порова	26,33±2,36	0,94±0,14	1,46±0,07

Проба морської води з зони заплеску біля Гідробіологічної станції викликала помірну токсичну дію – загибель життєздатних клітин не перевищувала 50,0%. Мутагенна активність для морської води не була зареєстрована (рис. 1.11).

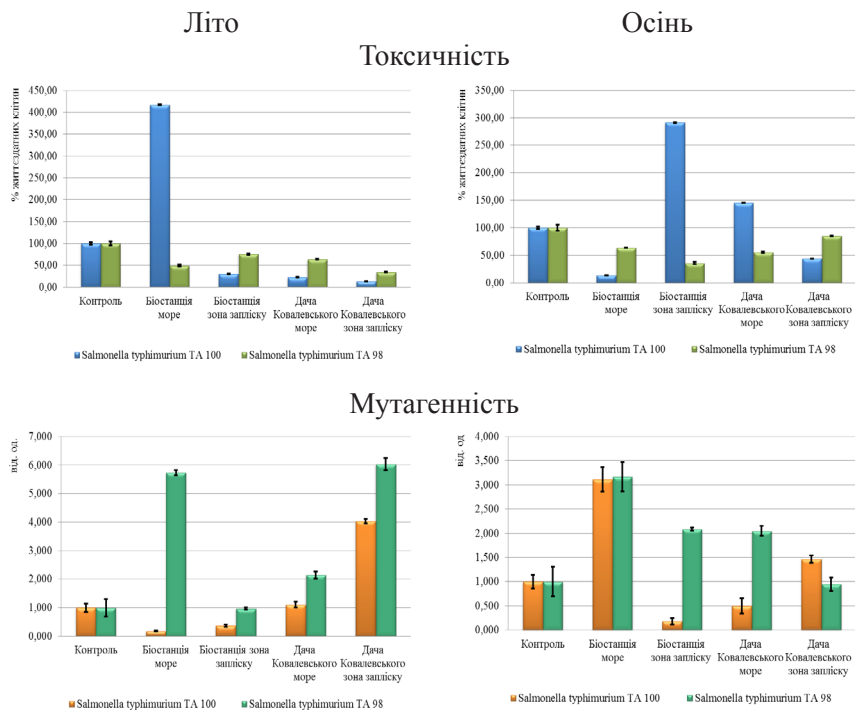


Рис. 1.11. Рівень токсичності та мутагенності забруднень морської води Одеської затоки з використанням бактеріальних тест-систем *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98

Біотестування морської води відібраної в прибережній зоні Одеської затоки та води з зони заплеску показало, що досліджені проби викликають різноманітні біологічні відгуки в бактеріальних тест-системах *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98, що свідчить про різноманітність забруднювачів, які знаходяться у морській воді. Влітку майже всі проби викликали загибель життєздатних клітин тест-штаму *Salmonella*

typhimurium TA 100. Максимальні негативні генотоксичні показники були характерні для проб з Дачі Ковалевського. Найбільш потужними негативними показниками по результатам біотестування володіла вода з зони заплеску Дачі Ковалевського. При використанні тест-штаму *Salmonella typhimurium* TA 98 була зареєстрована значна токсична дія усіх проб води. Також, майже для всіх проб реєстрували мутагенну активність (виключенням була вода з зони заплеску в районі Гідробіологічної станції).

Найбільшу токсичність (загибель більш 50% життєздатних клітин), та одночасно мутагенну активність, яка досягала $6,03 \pm 0,21$ від. од. викликала морська вода, відібрана з зони заплеску Дачі Ковалевського.

Єдиним зразком морської води, котрий викликав одночасно і токсичну і мутагенну дію в обох тест-системах був зразок порової води, відібраний з Дачі Ковалевського. При використанні тест-штаму *Salmonella typhimurium* TA 100 для біотестування проб морської води та порової води, відібраних восени показано, що показники генотоксичності були більш різноманітними. Для деяких проб зареєстрована значна стимуляція росту бактеріальних клітин. Максимальні показники перевищували контрольні на 45,0 – 91,0%. Найбільш вираженою генотоксичною активністю володіла вода, відібрана з зони заплеску біля Дачі Ковалевського.

Стимуляція росту бактеріальних клітин і відсутність мутагенної активності влітку, змінилися на потужну токсичність (загибель 86,0% життєздатних клітин,) та помірну мутагенну активність ($3,11 \pm 0,25$ від. од.), що свідчить про інтенсивність процесів трансформації полютантів морської води Одеської затоки, які призводять до утворення вторинних метаболітів, що можуть бути потенційно небезпечними для довкілля та здоров'я.

Показники генотоксичності, отриманні при використанні тест-штаму *Salmonella typhimurium* TA 98, для біотестування проб, відібраних восени, свідчили про негативні біологічні властивості морської води.

Максимальні показники токсичності при проведенні теста на життєздатність в тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 98 реєстрували для морської води з зони заплеску біля Гідробіологічної станції. Кількість загиблих бактеріальних клітин досягала

64,0% у порівнянні з контролем. Для цієї ж точки реєстрували максимальний показник мутагенної активності, який перевищує контроль у $2,08 \pm 0,03$ рази, що відповідає за вибраною шкалою помірній мутагенній дії.

Максимальна мутагенна активність була зареєстрована для морської води, відібраної з Дачі Ковалевського – $3,16 \pm 0,30$ від. од. Аналізуючи усі отриманні дані можна припустити, що з літа по осінь у морській воді накопичуються біологічно небезпечні речовини різноманітного походження, про що свідчить зростання кількості проб з негативними показниками генотоксичності, виявлені у бактеріальних тест-системах *Salmonella typhimurium* TA 100 та *Salmonella typhimurium* TA 98.

Наведені результати, ще раз підкреслюють, що морська вода в досліджених районах Одеської затоки викликає різні біологічні відгуки в модельних організмах, що свідчить про різноманіття забруднювачів, які знаходяться у морській воді.

1.3. Мікробіологічні, вірусологічні та санітарно-екологічні дослідження морської води акваторії острова Зміїний

Острів Зміїний із загальною площею близько 20,5 га розташований у північно-західній частині акваторії Чорного моря. У різні історичні епохи він незмінно був об'єктом охоронно-стратегічного призначення. У Чорному морі, у тому числі і довкола Зміїного, залягає четверта частина усіх національних запасів газу і третя частина нафти. Острів Зміїний з його непорушеною природою передбачається використовувати з туристичною метою. Зважаючи на невеликі розміри острова, зростаюче антропогенне навантаження на нього та прибережні води може призвести до значного забруднення прибережних вод та знищити їх рекреаційну цінність [86].

1.3.1. Санітарно-мікробіологічні дослідження морської води акваторії о. Зміїний

Встановлено, що навесні всі зразки води відповідали нормам за індексом лактозопозитивних паличок та індексом *E. coli*. Умовно-патогенні ентеробактерії, в тому числі сальмонели, у

зразках води у травні виявлено не було (табл. 1.14, рис. 1.12). Загальне мікробне число автохтонної і алохтонної мікробіоти у зразках води, відібраної на станціях **h**, **f**, **b** на Дамському пляжі та причалі не перевищували нормативні показники, і свідчили, що за санітарним станом ці ділянки моря навесні характеризувалися як олігосапробні. Весною у воді на станції **j** Золотого пляжу загальне мікробне число алохтонної мікробіоти незначно переверщувало показник норми, тому її віднесено до мезосапробної зони. Цікаво відмітити, що у цей період часу загальна кількість автохтонної мікробіоти перевищувала загальне мікробне число алохтонної мікробіоти, що також свідчить про якісний стан води в цьому районі навесні.

Встановлено, що літом санітарно-гігієнічна ситуація різко змінилася. Індекс ЛКП у зразках води, відібраної на станції **h** на Дамському пляжі дорівнював 2300 ± 110 кл/л, з води було ізольовано умовно-патогенні бактерії *Ltminorella spp.*, а з води причалу – *Citrobacter freundii*. У решті зразків індекс ЛКП був біля 500 кл/л.

Восени спостерігали аналогічну літньому сезону картину: загальне мікробне число автохтонної і алохтонної мікробіоти у зразках води, відібраної біля причалу, перевищували нормативні показники.

У осінній період з морської води на станції **f** біля причалу було виявлено штамп патогенного виду *Yersinia enterocolitica group*.

Ця інформація підтверджується рядом дослідників, які у різні роки спостерігали, що у холодний період року процеси мікробного самоочищення сповільнюються: розмноження бактерій та швидкість відмирання знижується, і високий вміст бактерій тримається довше, ніж улітку [1, 42, 75, 91-94]. Тому санітарний стан води взимку гірше, до того ж зниження температури сприяє збереженню в ній збудників кишкових інфекцій. У пробах морської води на станції **h** - Дамський пляж у листопаді були виявлені бактерії *Salmonella typhimurium* та *Saphylococcus hominis*.

Отже у проведених дослідженнях мікробіологічні показники якості морської води влітку не відповідали нормі за індексом ЛКП та кишкових паличок; отримані дані свідчать про досить високий ступінь забруднення морської акваторії острову Зміїний у літній

Таблиця 1.14

Санітарно-бактеріологічні показники морської води акваторії о. Зміїний

Сезон	Станція	ЗМЧ 37 °С (КУО/см ³) x10 ²	ЗМЧ 22 °С (КУО/см ³) x10 ²	Індекс ЛКП кл/л	Індекс <i>E. coli</i> кл/л	Індекс Ентеро- коків кл/л	Індекс стафі- лококів кл/л	Патогенні ентеро- бактерії, в 1 дм ³	Умовно- патогенні бактерії
Весна	<i>ж</i> - Золотий пляж	7,4±0,5	2,2±0,3	<500	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено
	<i>г</i> - Причал	ріст відсутній	20,0±4,0	<500	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено
	<i>h</i> - Дамський пляж	ріст відсутній	4,9±0,7	<500	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено
	<i>б</i> - Східна частина острова	20,0±3,0	3,1±0,2	<500	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено
Літо	<i>ф</i> - Причал	4,0±0,2	1,5±0,2	600± 50	<500	<500	<50	не вияв.	<i>Citrobacter freundii</i>
	<i>h</i> - Дамський пляж	3,9±0,4	1,8±0,3	2300± 110	<500	<500	<50	не вияв.	<i>Leminorella species</i>
	<i>ж</i> - Золотий пляж	2,0±0,1	2,5±0,4	600± 37	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено
Осінь	<i>ф</i> - Причал	1,9±0,3	110,0±16,0	<500	<500	<500	<50	не вияв.	<i>Yersinia enterocolitica group</i>
	<i>h</i> - Дамський пляж	1,8±0,4	5,3±0,4	2400± 125	<500	<500	<50	<i>S. typhi- murtum</i>	<i>Sarphylotococcus hominis</i>
	<i>ж</i> - Золотий пляж	2,2±0,2	2,0±0,2	<500	<500	<500	<50	не вияв.	не виявлено

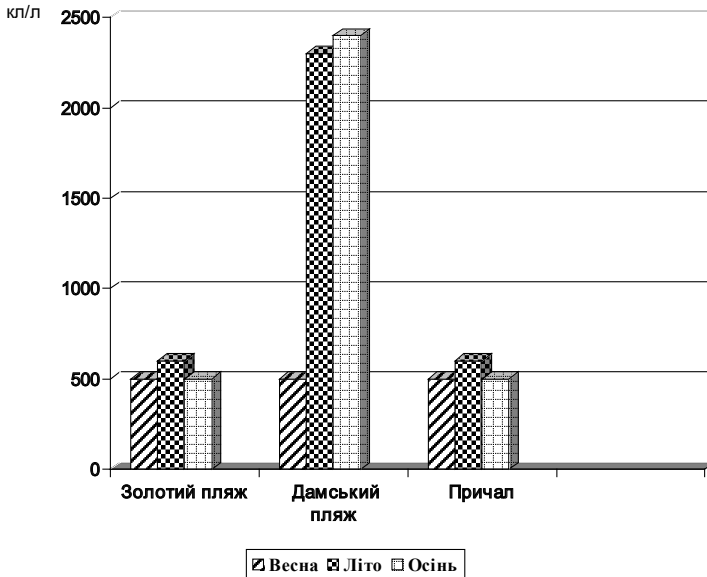


Рис.1.12. Динаміка індексу ЛКП у зразках води з прибережної зони о. Зміїний

сезон, що, можливо, пов'язано з існуванням джерела постійного забруднення акваторії [9].

1.3.2. Протеолітичні бактерії в морській воді о. Зміїний

Визначення чисельності бактерій, що володіють протеолітичною активністю, важливо з погляду оцінки здатності мікробного угруповання брати участь в аеробній деструкції білкових сполук. Встановлено, що досліджена акваторія характеризується високим вмістом органічної речовини, яка активно метаболізувалась представниками протеолітичної групи мікробіоти (табл. 1.15).

Навесні у морській воді акваторії острова Зміїний відмічали одиниці КУО в мл. Кількість протеолітичних бактерій в поверхневому шарі прибережної зони влітку становила від $(2,0 \pm 0,3) \times 10^4$ до $(4,5 \pm 0,4) \times 10^5$ КУО/мл. Чисельність цих бактерій у віддаленій зоні акваторії коливалась від $(4,0 \pm 0,5) \times 10^2$ до $(1,4 \pm 0,3) \times 10^6$ КУО/

**Найбільш вірогідне число протеолітичних бактерій
(КУО/мл), у морській воді акваторії о. Зміїний**

Станція	НВЧ протеолітичних бактерій (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>a</i>	не визначали	$(4,5\pm 0,6)\times 10^4$	не визначали
<i>b</i>	не визначали	$(2,5\pm 0,2)\times 10^5$	не визначали
<i>c</i>	не визначали	$(7,5\pm 0,6)\times 10^4$	не визначали
<i>d</i>	не визначали	$(1,4\pm 0,3)\times 10^6$	не визначали
<i>e</i>	не визначали	$(4,0\pm 0,5)\times 10^2$	не визначали
<i>f</i>	4 ± 1	$(2,0\pm 0,1)\times 10^4$	45 ± 7
<i>m</i>	16 ± 3	$(1,5\pm 0,2)\times 10^4$	$(1,5\pm 0,2)\times 10^2$
Прибережна станція			
<i>g</i>	11 ± 2	$(3,0\pm 0,2)\times 10^4$	0,0
<i>h</i>	4 ± 1	$(4,5\pm 0,4)\times 10^5$	0,0
<i>i</i>	11 ± 3	$(2,0\pm 0,3)\times 10^4$	0,0
<i>j</i>	11 ± 1	$(4,5\pm 0,7)\times 10^4$	0,0
<i>k</i>	3 ± 1	$(1,5\pm 0,1)\times 10^5$	0,0
<i>l</i>	11 ± 4	$(4,5\pm 0,5)\times 10^4$	0,0

мл. Восени чисельність бактерій вивченої групи значно зменшилась.

Виявлення протеолітичних мікроорганізмів показало, що їхній розподіл у досліджуваній частині акваторії є зональним. До першої зони відноситься станція *e* на захід від острова, де виявлено найменше число представників досліджуваної групи бактерій. По даному показнику цей район можна прийняти як фоновий, де вміст органічних речовин є незначним в силу особливостей розташування станції щодо інших ділянок [78, 98].

До другої зони за результатами досліджень можна віднести

ділянку на прибережних станціях *l* та *j*, де значення чисельності бактерій-протеолітиків влітку перебувало практично на одному рівні $(4,5 \pm 0,5) \times 10^4$ КУО/мл.

До третьої зони належить більшість прибережних і віддалених станцій. Судячи зі значень чисельності протеолітичних бактерій, у цій частині акваторії відзначається значне надходження органічних речовин. На станції *a*, що розташована на південному заході острова, виявляється $(4,5 \pm 0,6) \times 10^4$ КУО/мл, і надалі ця зона охоплює південну, східну й північну частину острова аж до станції *d* з максимальним значенням чисельності бактерій $(1,4 \pm 0,3) \times 10^6$ КУО/мл.

1.3.3. Ліполітичні мікроорганізми в морській воді о. Зміїний

Визначення чисельності представників фізіологічної групи ліполітичних бактерій (табл. 1.16) дозволяє оцінити здатність мікробного угруповання брати участь у процесах біологічного розкладання органічних сполук, що містять ліпіди, в прибережних водах о. Зміїний [1, 9, 62].

Влітку виявлено високу чисельність ліполітичних бактерій на станціях *a, b, e, f, m, g, j, l* в акваторії острова. В цілому, картина поширення бактерій-ліполітиків влітку на віддалених та прибережних станціях не однакова. У поверхневому шарі зони прибою влітку чисельність бактерій досліджуваної групи склала від 40 ± 3 до $(2,5 \pm 0,2) \times 10^3$ КУО/мл.

У зоні, що віддалена від берега до 100 метрів, кількість ліполітичних бактерій помітно збільшувалась та варіювала від 16 ± 3 до $(1,1 \pm 0,1) \times 10^4$ КУО/мл. Чисельність ліполітичних бактерій влітку коливалась від 16 ± 3 КУО/мл на станції *d* до $(4,0 \pm 0,5) \times 10^2$ КУО/мл на станції *e*, що, ймовірно, пояснюється низьким вмістом доступних ліпідів у воді досліджуваної акваторії. Виключення склали станції *l* і *f*, які спільно зі станцією *b* становлять зону високого вмісту ліполітичних бактерій у північній частині острова. Найбільші значення представників досліджуваної фізіологічної групи виявлені на станціях *f* і *m* - $(1,1 \pm 0,2) \times 10^4$ КУО/мл.

Спостереження, проведені восени показали, що кількість ліполітичних бактерій помітно зменшилась і коливалась від 4 ± 1 КУО/мл до $(2,5 \pm 0,3) \times 10^2$ КУО/мл в зоні прибою, а на відда-

**Найбільш вірогідне число ліполітичних бактерій
(КУО/мл), у морській воді акваторії о. Зміїний**

Станція	НВЧ ліполітичних бактерій (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>a</i>	не визначали	$(1,5\pm 0,2)\times 10^2$	не визначали
<i>b</i>	не визначали	$(1,1\pm 0,1)\times 10^3$	не визначали
<i>c</i>	не визначали	40±6	не визначали
<i>d</i>	не визначали	16±3	не визначали
<i>e</i>	не визначали	$(4,0\pm 0,5)\times 10^2$	не визначали
<i>f</i>	$(4,5\pm 0,4)\times 10^3$	$(1,1\pm 0,2)\times 10^4$	9±2
<i>m</i>	30±4	$(1,1\pm 0,1)\times 10^4$	11±1
Прибережна станція			
<i>g</i>	3±1	$(2,0\pm 0,3)\times 10^2$	0
<i>h</i>	$(1,4\pm 0,2)\times 10^3$	$(1,5\pm 0,2)\times 10^2$	$(2,5\pm 0,3)\times 10^2$
<i>i</i>	$(3,0\pm 0,4)\times 10^2$	40±3	4±1
<i>j</i>	16±4	$(2,5\pm 0,4)\times 10^2$	$(1,5\pm 0,1)\times 10^2$
<i>k</i>	16±2	45±4	4±2
<i>l</i>	$(1,5\pm 0,3)\times 10^2$	$(2,5\pm 0,2)\times 10^3$	4±1

леній від берегу станції *f* чисельність бактерій не перевищувала значення одиниць КУО/мл [62].

1.3.4. Мікроорганізми, що окиснюють нафтопродукти і фенол

Гранично допустима концентрація нафти в морській воді становить 0,050 мкг/мл. У проведених нами дослідженнях використовувалася концентрація нафти в поживному середовищі 0,1 мкг/мл. Розподіл нафтоокиснюючих мікроорганізмів у досліджуваній частині акваторії є мозаїчним (табл. 1.17).

Таблиця 1.17

**Найбільш вірогідне число бактерій, що окиснюють нафту
(КУО/мл), у морській воді акваторії о. Зміїний**

Станція	НВЧ бактерій, що окиснюють нафту (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>a</i>	не визначали	40±7	не визначали
<i>b</i>	не визначали	(3,0±0,2)×10 ⁴	не визначали
<i>c</i>	не визначали	20±3	не визначали
<i>d</i>	не визначали	(1,5±0,3)×10 ²	не визначали
<i>e</i>	не визначали	(1,4±0,1)×10 ³	не визначали
<i>f</i>	35±4	30±4	(3,0±0,4)×10 ²
<i>m</i>	15±2	30±3	(1,5±0,2)×10 ²
Прибережна станція			
<i>g</i>	15±1	11±2	25±3
<i>h</i>	20±3	16±2	(1,4±0,3)×10 ³
<i>i</i>	11±2	40±3	75±7
<i>j</i>	6±1	35±5	75±12
<i>k</i>	20±4	40±4	7±2
<i>l</i>	6±2	40±6	45±5

Кількість досліджуваних бактерій у поверхневому шарі прибіжної зони навесні становила одиниці КУО/мл. У віддаленій зоні навесні були досліджені лише проби води відібрані на станціях *f* і *m*, де кулькість нафтоокиснюючих бактерій була незначною.

Високий вміст до (3,0±0,4)×10² КУО/мл) нафтоокиснюючих бактерій протягом всього періоду спостережень у районі причалу (станція *f*), можливо пов'язати з постійним потраплянням нафтопродуктів з судна, що доставляє грузи та людей на острів.

Максимальне число нафтоокиснюючих бактерій було виявлене влітку на станції *b* ((3,0±0,2)×10⁴ КУО/мл) у північно-східній

частині акваторії, що прилягає до острова. Кількість гетеротрофів, що утилізують нафту на станції *e* влітку досягало $(1,4 \pm 0,1) \times 10^3$ КУО/мл, що може бути пов'язано з наявністю ємностей з нафтою, які перебувають на острові [21, 32, 55, 63, 64]. Восени кількість бактерій, що окиснюють нафту коливалась від одиниць до $(1,4 \pm 0,3) \times 10^3$ КУО/мл. Максимальне значення було відмічено на станції *h*.

Таким чином, найчастіше максимальна кількість бактерій досліджуваної фізіологічної групи виявлялась в морській воді, що відібрана в районі причалу [28, 30, 31, 49, 50, 82, 108].

У результаті досліджень у морській воді виявлено нерівномірний розподіл бактерій, здатних окиснювати вулеводні дизельного палива (табл. 1.18).

Таблиця 1.18

Найбільш вірогідне число бактерій, що окиснюють дизельне паливо (КУО/мл), у морській воді акваторії о. Змійний

Станція	НВЧ бактерій (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>a</i>	не визначали	$(9,5 \pm 1,1) \times 10^3$	не визначали
<i>b</i>	не визначали	$(1,1 \pm 0,1) \times 10^4$	не визначали
<i>d</i>	не визначали	$(9,5 \pm 0,6) \times 10^4$	не визначали
<i>e</i>	не визначали	$(4,5 \pm 0,5) \times 10^2$	не визначали
<i>f</i>	20 ± 3	$(4,5 \pm 0,3) \times 10^4$	4 ± 1
<i>m</i>	$(1,5 \pm 0,2) \times 10^2$	$(2,5 \pm 0,3) \times 10^2$	$(1,5 \pm 0,3) \times 10^2$
Прибережна станція			
<i>g</i>	15 ± 2	30 ± 4	4 ± 1
<i>h</i>	4 ± 1	40 ± 6	15 ± 3
<i>i</i>	11 ± 3	$(2,5 \pm 0,2) \times 10^4$	30 ± 5
<i>j</i>	9 ± 2	16 ± 2	9 ± 2
<i>k</i>	4 ± 1	$(4,5 \pm 0,3) \times 10^2$	4 ± 1
<i>l</i>	$(1,5 \pm 0,1) \times 10^2$	45 ± 7	20 ± 4

Чисельність бактерій, що окиснюють вулеводні дизельного палива, в поверхневому шарі зони прибою навесні коливалася від одиниць до сотень КУО/мл, що вказує на незначний вміст деструкторів в прибережних водах навколо острова Зміїний. Влітку кількість бактерій, що утилізують вулеводні дизельного палива, помітно збільшувалась в зоні, віддаленій від берега до 100 метрів, і варіювала від $(2,5 \pm 0,3) \times 10^2$ КУО/мл до $(9,5 \pm 0,6) \times 10^4$ КУО/мл.

Виявлені три зони в акваторії острова Зміїний, в яких значення чисельності бактерій, що окиснюють вулеводні дизельного палива, перевищує такі в зоні прибою на кілька порядків. До першої зони може бути віднесена акваторія станції *f* - причал $((4,5 \pm 0,3) \times 10^4$ КУО/мл) і станція *a* $((9,5 \pm 1,1) \times 10^3$ КУО/мл) у північній частині острова.

Восени кількість бактерій коливалася від одиниць до сотень КУО/мл. В прибіній зоні острова чисельність бактерій на декількох станціях була на порядок більше ніж на станції *f*. Найбільші значення цих бактерій відмічались на станціях *m*, *l*. Таким чином, ймовірно потрапляння дизельного субстрату в акваторію острова сприяє збільшенню фізіологічно активної частини гетеротрофного угруповання серед морських бактерій [30].

Відповідно до санітарних правил і норм [80] гранично допустима концентрація (ГДК) для фенолів становить 1 мкг/л. У проведених дослідженнях використовували вміст фенолу в середовищі (0,3 мкг/мл) у три рази нижче ГДК. У воді двох зон навколо острова, фенолоокиснюючі бактерії, в основному, були відсутні (табл. 1.19).

Бактерії, які володіють ферментативним апаратом, що дозволяє розщиплювати бензолне кільце, виявляли на чотирьох віддалених станціях. Встановлено, що бактерії, здатні окиснювати фенол присутні в морській воді острова практично на всіх станціях в незначній кількості. Максимальні значення чисельності цих бактерій виявлено на станції *m* $(9 \pm 2$ КУО/мл), що значно віддалена від острова ($45^{\circ}17'30''N$ $30^{\circ}06'50''E$) в напрямку дельти Дунаю.

Найбільша чисельність бактерій $(1,5 \pm 0,2) \times 10^2$ КУО/мл, здатних окиснювати фенол, виявлена влітку на станції *c* та осінню на станції *m* $(1,2 \pm 0,3) \times 10^2$ КУО/мл. У водоймах феноли можуть з'являтися в результаті розпаду фітопланктону, що сприяє збіль-

Таблиця 1.19

Найбільш вірогідне число бактерій, що окиснюють фенол (КУО/мл), у морській воді акваторії о. Зміїний

Станція	НВЧ бактерій, що окиснюють фенол (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>a</i>	не визначали	6±2	не визначали
<i>b</i>	не визначали	20±3	не визначали
<i>c</i>	не визначали	(1,5±0,2)×10 ²	не визначали
<i>d</i>	не визначали	4±1	не визначали
<i>e</i>	не визначали	0	не визначали
<i>f</i>	0	0	30±4
<i>m</i>	9±2	45±6	(1,2±0,3)×10 ²
Прибережна станція			
<i>g</i>	4±1	40±3	4±1
<i>h</i>	4±1	35±4	3±1
<i>i</i>	0	4±1	0
<i>j</i>	0	20±4	4±1
<i>k</i>	4±1	45±8	4±1
<i>l</i>	0	3±1	20±2

шенню чисельності бактерій, які окиснюють цей субстрат [82].

З іншого боку слід відзначити, що в акваторії о. Зміїний, за дослідженнями, представленими у главі 1.3.7., на станціях *f*, *a*, *b*, *h* реєструвався високий вміст рідких нафтових вуглеводнів. Забруднення цієї ділянки вуглеводнями можливо безпосередньо із суден, які привозять на острів паливо, паливно-мастильні матеріали, швартуються до причалу та перекачують пальне в цистерни на острові. Цим можна пояснити високі значення бактерій, що окиснюють дизельне паливо, на станціях *a*, *b*, *h*, що перебувають західніше й східніше від станції *f* [28, 82].

1.3.5. Морські дріжджі

Дріжджі є еукаріотними мікроорганізмами, які становлять невід'ємну частину водних екосистем різних широт, їхня кількість і активність багато в чому визначає інтенсивність і характер процесів природного самоочищення. В ході проведених досліджень дріжджі виявлено в 95% відібраних проб. Використання прямого висіву дозволило підрахувати більше колоній дріжджів ніж після пророщування їх на мембранних фільтрах (табл. 1.20, 1.21, рис. 1.13).

Навесні чисельність представників досліджуваної групи становила від $(2,9 \pm 0,3) \times 10^4$ до $(7,5 \pm 0,5) \times 10^4$ КУО/мл, а середня чисельність дріжджів - на рівні $4,6 \times 10^4$ КУО/мл. Чисельність рожевих дріжджів в середньому складала $1,8 \times 10^4$ КУО/мл, чорних – $1,1 \times 10^4$ КУО/мл. Влітку кількість дріжджів коливалась від $(1,2 \pm 0,1) \times 10^5$ до $(4,8 \pm 0,4) \times 10^5$ КУО/мл. Середня чисельність дріжджів перебувала на рівні $2,6 \times 10^5$ КУО/мл та в середньому складала для рожевих - $1,3 \times 10^4$ КУО/мл, а чорних – $2,1 \times 10^4$ КУО/мл.

Таблиця 1.20

Загальна чисельність дріжджів (КУО/мл), у морській воді акваторії о. Зміїний

Станція	Чисельність дріжджів (КУО/мл)		
	весна	літо	осінь
Віддалена станція			
<i>f</i>	$(4,0 \pm 0,2) \times 10^4$	$(2,7 \pm 0,2) \times 10^5$	$(2,0 \pm 0,3) \times 10^3$
<i>m</i>	$(4,1 \pm 0,3) \times 10^4$	$(1,2 \pm 0,1) \times 10^5$	0
Прибережна станція			
<i>g</i>	$(7,5 \pm 0,5) \times 10^4$	$(3,5 \pm 0,2) \times 10^5$	$(4,2 \pm 0,4) \times 10^3$
<i>h</i>	$(5,5 \pm 0,4) \times 10^4$	$(3,2 \pm 0,3) \times 10^5$	$(5,4 \pm 0,5) \times 10^3$
<i>i</i>	$(6,0 \pm 0,7) \times 10^4$	$(4,8 \pm 0,4) \times 10^5$	$(5,2 \pm 0,4) \times 10^3$
<i>j</i>	$(3,5 \pm 0,2) \times 10^4$	$(1,2 \pm 0,1) \times 10^5$	$(2,7 \pm 0,3) \times 10^3$
<i>k</i>	$(2,9 \pm 0,3) \times 10^4$	$(1,9 \pm 0,2) \times 10^5$	$(2,3 \pm 0,2) \times 10^3$
<i>l</i>	$(3,4 \pm 0,4) \times 10^4$	$(2,2 \pm 0,3) \times 10^5$	$(1,7 \pm 0,3) \times 10^3$

Таблиця 1.21

**Чисельність рожевих (Р) та чорних (Ч) дріжджів (КУО/мл),
у морській воді акваторії о. Зміїний**

Станція	Чисельність дріжджів (КУО/мл)					
	весна		літо		осінь	
	Р	Ч	Р	Ч	Р	Ч
Віддалена станція						
<i>f</i>	$(2,5 \pm 0,2) \times 10^4$	0	$(2,5 \pm 0,1) \times 10^5$	0	$(1,7 \pm 0,3) \times 10^3$	0
<i>m</i>	$(1,5 \pm 0,1) \times 10^4$	0	$(1,5 \pm 0,2) \times 10^4$	0	0	0
Прибережна станція						
<i>g</i>	$(2,7 \pm 0,2) \times 10^5$	$(1,7 \pm 0,2) \times 10^4$	$(1,9 \pm 0,1) \times 10^5$	$(1,3 \pm 0,3) \times 10^4$	$(2,7 \pm 0,2) \times 10^3$	$(5,9 \pm 0,5) \times 10^2$
<i>h</i>	$(2,0 \pm 0,1) \times 10^4$	$(1,2 \pm 0,1) \times 10^4$	$(2,2 \pm 0,2) \times 10^5$	$(1,4 \pm 0,2) \times 10^5$	$(3,2 \pm 0,3) \times 10^3$	$(2,6 \pm 0,3) \times 10^2$
<i>i</i>	$(3,4 \pm 0,3) \times 10^4$	$(2,5 \pm 0,3) \times 10^4$	$(3,4 \pm 0,3) \times 10^5$	$(1,2 \pm 0,1) \times 10^5$	$(2,8 \pm 0,4) \times 10^3$	$(2,1 \pm 0,2) \times 10^3$
<i>j</i>	$(5,0 \pm 0,4) \times 10^3$	$(1,3 \pm 0,1) \times 10^4$	$(1,1 \pm 0,1) \times 10^4$	0	$(1,5 \pm 0,2) \times 10^3$	$(3,8 \pm 0,3) \times 10^4$
<i>k</i>	$(1,8 \pm 0,2) \times 10^4$	0	$(1,7 \pm 0,2) \times 10^4$	0	$(1,1 \pm 0,1) \times 10^3$	$(1,2 \pm 0,3) \times 10^2$
<i>l</i>	0	$(1,9 \pm 0,2) \times 10^4$	0	0	$(8,4 \pm 0,7) \times 10^2$	$(9,0 \pm 0,4) \times 10^3$



а



б



в

**Рис. 1.13. Ріст дріжджів, забарвлених в жовтий (а), чорний (б)
та рожевий (в) кольори на середовищі Сабуру**

Чисельність дріжджів в акваторії острова коливалася від сотень до сотень тисяч КУО в 1 мл морської води, що ймовірно пов'язано з гідрологічним та гідрохімічним режимом, характеристикою альгофлори акваторії острова та часом відбору проб.

Восени середня чисельність представників досліджуваної групи становила $3,2 \times 10^4$ КУО/мл. Чисельність рожевих дріжджів в середньому складала $7,5 \times 10^3$ КУО/мл, чорних – $2,4 \times 10^4$ КУО/мл. Загалом середня кількість дріжджів виявлена влітку на рівні $3,4 \times 10^5$ КУО/мл. Восени спостерігали різкий спад дріжджової мікробіоти до $(1,7 \pm 0,3) \times 10^3$ КУО/мл.

Ділянки акваторії, що були поблизу пологого ґрунтового берега острова, показали найбільшу дріжджову популяційну щільність впродовж року на станції **g** – до $(3,5 \pm 0,2) \times 10^5$ КУО/мл влітку. Відомо, що дріжджі не є облигатними представниками водного біотопу [2, 3, 50, 108]. Основним природним резервуаром цих мікроорганізмів є ґрунти й рослинність суші. На станціях відбору проб, що межують з відкритими ґрунтами, можлива циркуляція дріжджових штамів.

На станції **i** відмічено представництво чорних дріжджів, які часто пов'язані з морськими водоростями: представниками кладофори, ульви та ентероморфи. Відмерлі рештки рослин є значним джерелом надходження органічних речовин в морську воду. Дріжджі також досить активно адсорбуються саме на тканинах рослин. Поверхневі клітини водоростей активно синтезують полісахариди, що є також певним сприятливим субстратом для існування представників цієї групи.

За період дослідження в акваторії о. Зміїний виявлено 7 видів дріжджів з 5 родів (*Cryptococcus albidus*, *Cryptococcus neoformans*, *Aerobasidium pullulans*, *Candida albicans*, *Rhodotorula rubra*, *Rhodotorula glutinis*, *Rhodospiridium paludigenum*). Всі вони являються типовими космополітами і досить широко поширені в інших біотопах [2, 3, 50, 108].

Представники виду *Aerobasidium pullulans* переважали в точці **g**. Ділянки острівної акваторії, обмежені скелястим берегом, показали найменші показники популяційної щільності дріжджів.

У поверхневих водах спостерігали 3 опортуністичні види дріжджів (*Cryptococcus albidus*, *Cryptococcus neoformans*

та *Candida albicans*), що свідчить про їх активну циркуляцію в природі (частота трапляння склала 43%). Популяційний пік *Cryptococcus albidus* становив 7,5%, *Cryptococcus neoformans* – 24,7% та *Candida albicans* - 40,5%.

За період дослідження переважаючими видами були *Aerobasidium pullulans*, та *Rhodotorula rubra* – представники чорних та рожевих дріжджів. Зустрічальність *Aerobasidium pullulans* (чорні дріжджі) становила до 54,1%. *Rhodotorula rubra* (рожеві дріжджі) - 34,4% для прибережних станцій. Домінування видів чорної та рожевої дріжджової мікробіоти є характерним для водних екосистем [2, 3, 108].

1.3.6. Вірусологічні дослідження акваторії о. Зміїний

На наявність фагів ешерихій була досліджена 31 проба морської води, відібрана у акваторії острова Зміїний, однак коли-фаги в пробах морської води не були виявлені.

Методом ПЛР були проаналізовані проби морської води з метою виявлення наявності РНК ентеровірусів, астровірусів, каліцівірусів, норовірусів та ДНК аденовірусів. Проведені дослідження не виявили присутність ДНК та РНК маркерів вищевказаних вірусів (табл. 1.22). Однак виявлено контамінацію морської води патогенними для людини вірусами гепатиту А і ротавірусу. Цікаво, що віруси виявляли навколо острова Зміїний як в прибережній зоні, так і на відстані 100 м від берега, незважаючи на сильний нагонний вітер та морське хвилювання.

Отримані дані можуть свідчити про те, що серед мешканців острова, присутніх влітку на острові Зміїний, є носії інфекції, які створюють напружену епідеміологічну ситуацію.

1.3.7. Фізико-хімічні показники проб морської води акваторії о. Зміїний

У таблицях 1.23 і 1.24 наведено вміст неорганічних і органічних поллютантів в воді акваторії о. Зміїний.

Навесні у пробах морської води, відібраних у зонах прибережних станцій (*g, h, i, j, k, l*) острова Зміїний, спостерігали перевищення норми ГДК у 6,4 – 8,4 рази лише по $Cu(II)$. Її концентрація змінювалась в межах від 32 $мкг/дм^3$ до 42 $мкг/дм^3$.

Таблиця 1.22

Санітарно-вірусологічні показники морської води о. Зміїний

Місце відбору проб	ДНК адено-вірусів	РНК астро-вірусів	РНК ВГА	РНК ентеро-вірусів	РНК каліці-вірусів	РНК норо-вірусів	РНК рота-вірусів
Віддалена станція							
<i>f</i>	-	-	+	-	-	-	+
<i>m</i>	-	-	-	-	-	-	-
Прибережна станція							
<i>g</i>	-	-	+	-	-	-	+
<i>h</i> - Дамський пляж	-	-	+	-	-	-	+
<i>i</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>j</i> - Золотий пляж	-	-	+	-	-	-	+
<i>k</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>l</i>	-	-	-	-	-	-	-

Примітка: *- відсутні маркери вірусів; *+ присутні ДНК або РНК вірусів.

Нижче норми ГДК [158] були концентрації Cr (VI) - від $0,16 \pm 0,05$ мкг/дм³ до $0,22 \pm 0,04$ мкг/дм³, Pb (II) - від $0,012 \pm 0,006$ мкг/дм³ до $0,023 \pm 0,005$ мкг/дм³ та Cd (II) - від $0,042 \pm 0,007$ до $0,055 \pm 0,007$ мкг/дм³ (табл. 1.23). Ртуть, нікель, кобальт ледь фіксували, нижче межі виявлення $\leq 0,0050$ мкг/дм³ і $\leq 0,010$ мкг/дм³, відповідно.

Дослідження показали, що присутні в досліджуваних пробах морської води йони Na⁺, K⁺ та Cl⁻, не чинять статистично значимий вплив на результати визначення йонів ВМ.

На віддаленій від острова станції *m* убік р. Дунай відмічено найменше значення вмісту Cu (II) - 31 ± 4 мкг/дм³ (6,2 ГДК), Cr (VI) - $0,13 \pm 0,05$ мкг/дм³, Pb (II) - $0,012 \pm 0,007$ мкг/дм³, Cd (II) - $0,041 \pm 0,005$ мкг/дм³.

В акваторії острова вміст Cu (II) у воді перевищує ГДК майже в 8,4 разів, що вказує на неблагополучну ситуацію в аквато-

Таблиця 1.23
Вміст неорганічних і органічних полютантів на прибережних станціях аквагорії о. Зміїний

Полютанг	Прибережні станції						
	g	h	i	j	k	l	
	весна						
1	2	3	4	5	6	7	
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,048 ± 0,005	0,053 ± 0,005	0,055 ± 0,007	0,047 ± 0,006	0,044 ± 0,005	0,042 ± 0,007	
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,023 ± 0,005	0,019 ± 0,007	0,020 ± 0,005	0,012 ± 0,006	0,014 ± 0,006	0,018 ± 0,006	
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	42 ± 4	39 ± 4	39 ± 3	36 ± 3	32 ± 5	40 ± 4	
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,22 ± 0,04	0,17 ± 0,06	0,20 ± 0,05	0,19 ± 0,04	0,16 ± 0,05	0,16 ± 0,05	
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	7,80 ± 0,65	12,60 ± 0,85	4,80 ± 0,40	5,60 ± 0,50	5,40 ± 0,50	7,20 ± 0,55	
Мастила, мг/дм ³	2,80 ± 0,25	9,60 ± 0,80	2,40 ± 0,15	4,80 ± 0,40	3,00 ± 0,20	4,80 ± 0,40	
Смолисті сполуки, мг/дм ³	5,00 ± 0,40	3,00 ± 0,20	2,40 ± 0,15	1,80 ± 0,10	2,40 ± 0,20	2,40 ± 0,20	
	літо						
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,020 ± 0,006	0,022 ± 0,005	0,025 ± 0,005	0,024 ± 0,006	0,026 ± 0,006	0,022 ± 0,007	
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,010 ± 0,006	0,012 ± 0,007	0,010 ± 0,005	0,010 ± 0,005	0,011 ± 0,005	0,012 ± 0,006	

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	19 ± 2	20 ± 2	22 ± 2	21 ± 2	23 ± 3	22 ± 2
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,10 ± 0,03	0,11 ± 0,04	0,10 ± 0,05	0,10 ± 0,04	0,10 ± 0,05	0,12 ± 0,04
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	3,60 ± 0,30	2,25 ± 0,20	2,55 ± 0,25	3,70 ±	2,40 ± 0,15	3,15 ± 0,25
Мастила, мг/дм ³	2,40 ± 0,15	1,50 ± 0,10	1,35 ± 0,10	2,40 ± 0,15	1,20 ± 0,07	2,40 ± 0,20
Смолисті сполуки, мг/дм ³	1,20 ± 0,08	0,75 ± 0,02	1,20 ± 0,08	1,30 ± 0,08	1,20 ± 0,07	0,75 ± 0,02
осінь						
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,022 ± 0,007	0,028 ± 0,006	0,030 ± 0,006	0,030 ± 0,006	0,031 ± 0,005	0,029 ± 0,006
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,013 ± 0,007	0,010 ± 0,007	0,012 ± 0,006	0,012 ± 0,006	0,015 ± 0,005	0,015 ± 0,007
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	22 ± 3	22 ± 3	28 ± 3	25 ± 4	23 ± 4	27 ± 5
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,12 ± 0,04	0,12 ± 0,04	0,11 ± 0,05	0,10 ± 0,05	0,10 ± 0,05	0,15 ± 0,05
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	43,20 ± 3,5	2,62 ± 0,20	4,50 ± 0,40	6,00 ± 0,50	12,00 ± 0,85	19,80 ± 4
Мастила, мг/дм ³	38,40 ± 4,2	1,50 ± 0,10	3,00 ± 0,20	4,80 ± 0,30	9,60 ±	19,20 ± 4
Смолисті сполуки, мг/дм ³	4,80 ± 0,30	1,12 ± 0,08	1,50 ± 0,10	1,20 ± 0,05	2,40 ± 0,15	0,60 ± 0,01

Вміст неорганічних і органічних поллютантів на віддалених станціях акваторії о. Зміїний

Поллютант	Віддалені станції	
	<i>f</i>	<i>m</i>
весна		
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,051 ± 0,006	0,041 ± 0,005
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,016 ± 0,006	0,012 ± 0,007
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	42 ± 4	31 ± 4
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,18 ± 0,04	0,13 ± 0,05
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	7,10 ± 0,65	44,4 ± 4,20
Мастила, мг/дм ³	4,80 ± 0,40	38,40 ± 3,1
Смолисті сполуки, мг/дм ³	2,30 ± 0,15	6,00 ± 0,50
літо		
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,021 ± 0,006	0,027 ± 0,005
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,012 ± 0,007	0,012 ± 0,006
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	21 ± 2	24 ± 3
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,10 ± 0,03	0,11 ± 0,05
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	2,70 ± 0,20	2,10 ± 0,20
Мастила, мг/дм ³	1,50 ± 0,10	1,20 ± 0,07
Смолисті сполуки, мг/дм ³	1,20 ± 0,08	0,90 ± 0,02
осінь		
Кадмій Cd (II), мкг/дм ³	0,025 ± 0,006	0,032 ± 0,005
Свинець Pb (II), мкг/дм ³	0,010 ± 0,007	0,010 ± 0,006
Мідь Cu (II), мкг/дм ³	24 ± 3	26 ± 4
Хром Cr (VI), мкг/дм ³	0,13 ± 0,04	0,13 ± 0,05
Загальна кількість рідких нафтових вуглеводнів, мг/дм ³	2,10 ± 0,20	31,20 ± 3,0
Мастила, мг/дм ³	1,20 ± 0,08	28,80 ± 3,0
Смолисті сполуки, мг/дм ³	0,90 ± 0,02	2,40 ± 0,15

*Примітка: $M \pm \Delta_{0,05}$ (n=3); ГДК_{Cd}=10,0 мкг/дм³;
ГДК_{Pb}=10,0 мкг/дм³; ГДК_{Cu}=5,0 мкг/дм³; ГДК_{Cr(VI)}=1,0 мкг/дм³;
ГДК (нафтопродуктів) = 0,05 мг/дм³

рії по цьому показнику. Найбільші концентрації Cu (II), Cr (VI), Pb (II) виявлено в пробах морської води, відібраних на станціях *f*, *g*, *h*, й *i*. Середній визначений вміст йонів ВМ у воді навколо острова Зміїний становив для Cu (II) - 38,6 мкг/дм³, Cr (VI) - 0,18 мкг/ дм³, Pb (II) - 0,017 мкг/дм³, Cd (II) - мкг/дм³.

Влітку концентрація ВМ у пробах морської води змінювалась в наступних межах: Cu (II) - від 19 ± 2 до 23 ± 3 мкг/дм³, Cr (VI) - від $0,10 \pm 0,03$ мкг/дм³ до $0,12 \pm 0,04$ мкг/дм³, Pb (II) - від $0,010 \pm 0,006$ мкг/дм³ до $0,012 \pm 0,006$ мкг/дм³, Cd (II) - від $0,020 \pm 0,006$ мкг/дм³ до $0,026 \pm 0,006$ мкг/дм³. Нижче межі виявлення були концентрації йонів ртуті, нікелю та кобальту.

Необхідно зазначити, що і восени спостерігали завищені концентрації Cu (II) в пробах води, відібраних у прибережних і віддалених станціях, що вказує на хронічне забруднення цим токсикантом [1, 9].

Таким чином, найбільший вміст йонів ВМ відмічено в акваторії острова Зміїний навесні і перевищував рівень хімічного забруднення морської води на віддаленій убік р. Дунай станції *m*.

Відповідно до критеріїв, що пред'являються до водних об'єктів, які використовуються для рибогосподарських цілей [80], вміст нафти не повинен перевищувати значень 0,05 мг/дм³.

Навесні сумарний вміст рідких фракцій нафтових вуглеводнів в пробах у віддаленій зоні акваторії острова коливався від $7,10 \pm 0,65$ мг/дм³ на станції *f* до $44,4 \pm 4,20$ мг/дм³ на станції *m*, у прибережній частині - від $4,80 \pm 0,40$ мг/дм³ на станції *i*.

Найбільші концентрації мастил виявлено в пробах морської води на станції *h* в прибережній зоні. Максимальний вміст смолистих сполук відмічався на станції *g* в прибережній зоні. Середня визначена концентрація вмісту фракцій вуглеводнів у воді навколо острова становила для мастил - 4,6 мг/дм³, для смолистих сполук - 2,8 мг/дм³.

Найбільші концентрації мастил відмічались в пробах морської води на станціях *g*, *j*, *l* в прибережній зоні. Максимальний вміст смолистих сполук виявлявся на станції *j* в зоні прибою. Середня визначена концентрація вмісту фракцій вуглеводнів у воді навколо острова становила для мастил - 1,8 мг/л, смолистих сполук - 1,1 мг/дм³. Восени сумарний вміст рідких вуглеводнів в

пробах води острова Зміїний, відібраних у прибережній частині острова, коливався від 2,62 мг/дм³ до 43,2 мг/дм³ на станції **f**, у віддаленій зоні акваторії острова встановлено значення 2,1 мг/дм³. У воді на станції **m** нафтові вуглеводні виявлено в концентрації 31,2 мг/дм³. Доля мастил у складі рідких (нафтових) вуглеводнів перевищувала вміст смол, особливо в пробах з аномальними концентраціями рідких вуглеводнів конденсатного характеру [7, 26, 40].

1.3.8. Рівень генотоксичної та мутагенної активності забруднення морської води акваторії о. Зміїний

У відібраних влітку й восени пробах води досліджуваних станцій була паралельно вивчена токсична та мутагенна дія забруднюючих речовин. Критерієм токсичної дії при оцінці в бактерійних тест-системах *Salmonella typhimurium* TA98, TA100 слугувало статистично достовірне зменшення кількості життєздатних клітин [104, 105, 125, 127, 134]. Результати вивчення токсичної дії на тест-бактерії полютантів в поверхневих водах акваторії острова Зміїний представлені в таблицях 1.25 – 1.27.

Проведене навесні (табл. 1.25) біотестування проб морської води показало, що кількість життєздатних клітин *Salmonella typhimurium* TA98 на середовищі МПА коливалась від 34,2±1,1 до 400,6±10,3 КУО/мл, а для *Salmonella typhimurium* TA100 – від 14,4±1,2 до 201,6±11,8 КУО/мл. Найбільша токсична дія при тестуванні з штамом TA 98 відмічена на станції **f**, а з TA100 – на станції **m**.

Стимулююча активність полютантів морської води на тест-бактерії TA98 була відмічена на станціях **h**, **j**, на тест-бактерії TA100 – на станції **k**. Мінімальна токсична дія забруднувачів морської води виявлена на станції **h**. Середня токсична дія складала 18% відносно контролю для TA98 і 30% для TA 100.

Проведене влітку (табл. 1.26) біотестування проб морської води показало, що кількість життєздатних клітин *Salmonella typhimurium* TA98 на середовищі МПА коливалась від 90,4±4,0 до 5496,0±156,0 КУО/мл, а для *Salmonella typhimurium* TA100 – від 76,8±8,0 до 924,8±111,6 КУО/мл. Найбільша токсична дія при тестуванні TA 98 відмічена на станції **k**, а при TA100 – на станції **f**.

Таблиця 1.25

Вплив забруднень морської води акваторії о. Зміїний на життєздатність бактерій *Salmonella typhimurium* (навесні)

Станція	<i>S. typhimurium</i> TA98		<i>S. typhimurium</i> TA100	
	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)
Контроль	95,0 \pm 1,2	100	183,8 \pm 0,4	100
Віддалені станції				
<i>f</i>	34,2 \pm 1,1	36,0	45,0 \pm 1,9	24,5
<i>m</i>	202,0 \pm 1,8	212,6	14,4 \pm 1,2	7,8
Прибережні станції				
<i>g</i>	96,4 \pm 2,9	101,5	90,0 \pm 3,7	49,0
<i>h</i>	400,6 \pm 10,3	421,7	106,0 \pm 4,8	57,7
<i>i</i>	150,0 \pm 1,8	157,9	103,6 \pm 6,0	56,4
<i>j</i>	272,6 \pm 6,1	286,9	40,0 \pm 1,4	21,8
<i>k</i>	261,0 \pm 18,6	274,7	201,6 \pm 11,8	109,7
<i>l</i>	46,2 \pm 3,5	48,6	124,0 \pm 3,1	67,5

Стимулююча активність полютантів морської води на ріст тест-бактерії TA98 була відмічена на станціях *h*, *m*, а на тест-бактерії TA100 – на станції *g*. Мінімальні значення токсичної дії забруднювачів морської води виявлені на станції *k*. Середня токсична дія складала 45% відносно контролю для TA98 і 85 % для TA 100.

Восени (табл. 1.27) на основі даних проведення біотестування морської води виявлено, що кількість життєздатних клітин *Salmonella typhimurium* TA98 на середовищі МПА коливалась від 13,0 \pm 3,3 до 471,6 \pm 6,6 КУО/мл, а *Salmonella typhimurium* TA100 – від 8,4 \pm 0,8 до 245,8 \pm 13,7 КУО/мл. Найбільша токсична дія при

Таблиця 1.26

Вплив забруднень морської води акваторії о. Зміїний на життєздатність бактерій *Salmonella typhimurium* (влітку)

Станція	<i>S. typhimurium</i> TA98		<i>S. typhimurium</i> TA100	
	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)
Контроль	406,4 \pm 32,3	100,0	90,4 \pm 4,0	100,0
Віддалені станції				
<i>f</i>	112,8 \pm 18,9	27,8	76,8 \pm 8,0	85,0
<i>m</i>	5496,0 \pm 156,0	1352,4	434,4 \pm 28,2	480,5
Прибережні станції				
<i>g</i>	274,4 \pm 8,1	67,5	924,8 \pm 111,6	1023,2
<i>h</i>	3755,2 \pm 228,6	924,0	652,8 \pm 91,1	722,3
<i>i</i>	168,8 \pm 5,2	41,5	162,4 \pm 12,3	179,6
<i>j</i>	302,4 \pm 52,1	74,4	224,8 \pm 26,5	248,7
<i>k</i>	90,4 \pm 4,0	22,2	86,4 \pm 4,0	95,6
<i>l</i>	148,8 \pm 6,7	36,6	142,4 \pm 26,8	157,5

тестуванні з ТА 98 відмічена на станціях *f, g, i, k, m*, а з ТА100 – на станції *j*. Середня токсична дія складала 4,6% відносно контролю для ТА98 і 19,2% для ТА 100.

Аналіз результатів біотестування морської води в тест-системах *Salmonella typhimurium* TA98, TA100 показав, що морська вода здійснювала як токсичну, так і стимулювальну дію на тест-бактерії [10, 11, 48, 125]. Найбільші значення токсичної дії виявлені з використанням *Salmonella typhimurium* TA98, який більш чутливий до дії різних циклічних сполук. Речовини, що забруднюють морську воду, в виявлених концентраціях індукували мутації повернення до прототрофності у використовуюва-

Вплив забруднень морської води акваторії о. Зміїний на життєздатність бактерій *Salmonella typhimurium* (восени)

Станція	<i>S. typhimurium</i> TA98		<i>S. typhimurium</i> TA100	
	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)	Кількість клітин на середовище МПА, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$ ($\times 10^6$)	Токсичність, (кратність по відношенню до контролю, %)
Контроль	301,2 \pm 9,7	100,0	260,0 \pm 19,4	100,0
Віддалені станції				
<i>f</i>	13,8 \pm 2,4	4,6	80,6 \pm 8,1	31,0
<i>m</i>	15,2 \pm 1,9	5,0	108,4 \pm 6,1	41,7
Прибережні станції				
<i>g</i>	13,0 \pm 3,3	4,3	245,8 \pm 13,7	94,5
<i>h</i>	180,0 \pm 8,9	59,8	207,6 \pm 15,8	79,8
<i>i</i>	13,0 \pm 2,8	4,3	40,4 \pm 2,8	15,5
<i>j</i>	324,4 \pm 26,2	107,7	8,4 \pm 0,8	3,2
<i>k</i>	14,4 \pm 0,8	4,8	12,4 \pm 2,1	4,8
<i>l</i>	471,6 \pm 6,6	156,6	178,8 \pm 9,7	68,8

них тест-мікроорганізмів. Результати вивчення мутагенної дії забруднювачів в поверхневих водах навколо острова Зміїний на тест-бактерій представлені в таблицях 1.28 – 1.30.

Встановлено, що навесні концентрація мутацій клітин *Salmonella typhimurium* TA98 коливалась від 1,2 до 33,8%, а *Salmonella typhimurium* TA100 – від 8,53 до 490,7%. Найбільша концентрація мутацій по відношенню до контролю відмічена у воді, відібраній зі станції *l* (12,3%) при тестуванні TA 98 та станції *g* (4,9%) при TA100. Мінімальне значення концентрації мутацій тест-бактерій виявлено на станції *k*. Середня концентрація мутацій складала 4,5% відносно контролю для TA98 і 5,2 % для

Рівень індукції мутацій за впливу забруднень морської води акваторії о. Зміїний (навесні)

Станція	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98		<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	
	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)
Контроль	$(2,6 \pm 0,01) \times 10^2$	1,00	3620,8	1,00
Віддалені станції				
<i>f</i>	$(8,39 \pm 0,3) \times 10^2$	8,97	$(2,20 \pm 0,7) \times 10^4$	24,91
<i>m</i>	$(4,80 \pm 0,8) \times 10^2$	0,87	$(3,80 \pm 0,2) \times 10^2$	1,34
Прибережні станції				
<i>g</i>	$(1,14 \pm 0,01) \times 10^3$	4,32	$(8,83 \pm 1,3) \times 10^3$	4,99
<i>h</i>	$(4,80 \pm 0,2) \times 10^2$	0,44	$(2,14 \pm 0,4) \times 10^3$	1,03
<i>i</i>	$(2,80 \pm 0,08) \times 10^2$	0,68	$(1,70 \pm 0,9) \times 10^3$	0,81
<i>j</i>	$(2,14 \pm 0,4) \times 10^3$	2,87	$(1,61 \pm 0,3) \times 10^3$	2,01
<i>k</i>	$(1,13 \pm 0,03) \times 10^3$	1,88	$(1,71 \pm 0,9) \times 10^3$	0,43
<i>l</i>	$(1,56 \pm 0,1) \times 10^3$	12,34	$(5,84 \pm 1,2) \times 10^3$	2,39

TA100. На віддаленій від острова станції **m** концентрація мутацій була не високою – 1,34% TA100.

В результаті біотестування морської води влітку встановлено, що концентрація мутацій клітин *Salmonella typhimurium* TA98 коливалась від 3,4 до 2757,5%, а *Salmonella typhimurium* – TA100 від 2,27 до 305,2%. Найбільша концентрація мутацій по відношенню до контролю була відмічена у воді, відібраній зі станції **f**, та при тестуванні TA 98 складала 22,5%, а при тестуванні TA100 – 4,3%. Мінімальне значення концентрації мутацій клітин тест-бактерій виявлено на станції **i**. Середня концентрація мутацій складала 7,4% відносно контролю для TA98 і 1,6 % для TA100. На

Таблиця 1.29

Рівень індукції мутацій за впливу забруднень морської води акваторії о. Зміїний (влітку)

Станція	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98		<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	
	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)
Контроль	$(4,91 \pm 0,7) \times 10^4$	1,00	$(6,35 \pm 0,3) \times 10^3$	1,00
Віддалені станції				
<i>f</i>	$(3,11 \pm 0,3) \times 10^4$	22,45	$(2,34 \pm 0,3) \times 10^4$	4,34
<i>m</i>	$(2,51 \pm 0,8) \times 10^5$	0,37	$(6,09 \pm 1,1) \times 10^4$	1,99
Прибережні станції				
<i>g</i>	$(2,21 \pm 0,1) \times 10^5$	6,55	$(2,09 \pm 0,8) \times 10^3$	0,03
<i>h</i>	$(3,87 \pm 0,7) \times 10^4$	0,08	$(1,12 \pm 0,07) \times 10^4$	2,46
<i>i</i>	$(5,80 \pm 0,7) \times 10^2$	0,03	$(3,39 \pm 1,3) \times 10^2$	0,03
<i>j</i>	$(6,95 \pm 1,2) \times 10^4$	1,87	$(4,67 \pm 0,9) \times 10^4$	2,95
<i>k</i>	$(5,11 \pm 0,3) \times 10^4$	4,60	$(5,15 \pm 2,1) \times 10^3$	0,85
<i>l</i>	$(2,97 \pm 0,4) \times 10^5$	16,28	$(2,14 \pm 0,3) \times 10^3$	0,21

віддаленій від острова станції *m* найбільша концентрація мутацій виявлялась в невеликом значенні - 1,99 % для TA100.

Восени встановлено, що концентрація мутацій клітин *Salmonella typhimurium* TA98 коливалась від 43,1 до 12342,1% , а *Salmonella typhimurium* TA100 – від 2,2 до 6438,7%. Найбільша концентрація мутацій по відношенню до контролю була виявлена у воді, відібраній зі станції *k*, її величина при тестуванні TA 98 складала 14,2%, а при тестуванні TA100 – 3,8%.

Мінімальні значення концентрації мутацій тест-бактерій виявлені на станції *m* для TA 100.

Таблиця 1.30

Рівень індукції мутацій за впливу забруднень морської води акваторії о. Зміїний (восени)

Станція	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98		<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	
	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)	Кількість колоній на середовище САС, $\bar{X} \pm \Delta_{0,05}$	Мутагенна активність (кратність по відношенню до контролю)
Контроль	$(1,14 \pm 0,4) \times 10^5$	1,00	$(4,37 \pm 1,4) \times 10^5$	1,000
Віддалені станції				
<i>f</i>	$(4,70 \pm 0,8) \times 10^4$	9,00	$(8,96 \pm 1,7) \times 10^5$	2,167
<i>m</i>	$(1,87 \pm 1,7) \times 10^5$	32,61	$(1,86 \pm 0,9) \times 10^5$	0,001
Прибережні станції				
<i>g</i>	$(5,60 \pm 1,3) \times 10^2$	0,11	$(1,86 \pm 0,3) \times 10^5$	0,535
<i>h</i>	$(2,95 \pm 0,5) \times 10^4$	0,43	$(4,52 \pm 0,4) \times 10^4$	0,666
<i>i</i>	$(5,88 \pm 1,5) \times 10^4$	11,95	$(2,00 \pm 0,1) \times 10^4$	1,419
<i>j</i>	$(1,60 \pm 0,7) \times 10^5$	1,31	$(5,12 \pm 1,3) \times 10^4$	2,453
<i>k</i>	$(7,74 \pm 2,8) \times 10^4$	14,21	$(1,15 \pm 0,1) \times 10^6$	3,826
<i>l</i>	$(8,38 \pm 2,3) \times 10^4$	0,47	$(6,51 \pm 2,1) \times 10^4$	0,357

Середня концентрація мутацій складала 5,4% відносно контролю для TA98 і 1,6% - для TA100. На станції *m* за допомогою TA 98 концентрація мутацій складала максимальну величину – 32,6%.

Таким чином, проведені дослідження виявили високі значення мутагенної активності поллютантів в пробах морської води [48, 125, 127, 134]. З використанням тест-бактерії *Salmonella typhimurium* TA98 була виявлена максимальна концентрація мутацій влітку на тест-системі *Salmonella typhimurium* TA100 – навесні.

Обговорення

Комплексні мікробіологічні, вірусологічні та санітарно-екологічні дослідження морської води Одеської затоки Чорного моря та акваторії острова Зміїний дозволили встановити вміст умовно-патогенних, санітарно-показових мікроорганізмів і вірусів в контактній зоні моря. Виявлено контамінацію морської води патогенними для людини вірусами гепатиту А і ротавірусу та наявність йонів важких металів.

Аналізуючи отримані дані можна зробити висновок про те, що з літа по осінь у морській воді накопичуються біологічно небезпечні речовини різноманітного походження, про що свідчило зростання кількості проб з високими показниками генотоксичності та мутагеності, виявлені у бактеріальних тест-системах *Salmonella typhimurium* TA100 та *Salmonella typhimurium* TA98.

Генетичний апарат мікроорганізмів чутливий до дії хімічних полютантів у концентраціях, які визначені і реально існують в прибережних районах моря. Порівняльний аналіз показує, що мікроорганізми в морській воді перебувають під хронічним тиском токсичних речовин антропогенного походження і чутливо реагують на них змінами у генетичному апараті. Генетичні перебудови сприяють адаптації мікроорганізмів до нових хімічних умов, при цьому протікають зміни в мікробних угрупованнях, що підвищують адаптивні еколого-фізіологічні властивості, зокрема швидкість деструкції полютантів і стійкість членів мікробного ценозу до їх токсичної дії [12-15].

Проведені дослідження свідчать також про велике значення та потенціал зони псамоконтуру в очищенні морської води від небажаних мікроорганізмів. Мікробіота порової води інтестиціальних порожнин зони псамоконтуру, який є природним біофільтром, здатна суттєво знешкоджувати привнесене людиною як біологічне так і хімічне забруднення і потребує у подальшому більшої уваги науковців.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Авер'янов Г. Ю., Полюк К. В., Добрава Г. О. Еколого-мікробіологічна характеристика прибережних вод острова Зміїний // IV Всеукраїнська студентська наукова конференція “Сучасні проблеми природничих наук” (Ніжин, 22-23 квітня, 2009 р.): мат. конф. – Ніжин, 2009. – С. 78–79.
2. Білоіваненко С., Бухтіяров А., Лісютін Г. Кількісне визначення дріжджів та дріжджеподібних грибів прибережних вод острова Зміїний // V Міжнародна конференція студентів та аспірантів “Молодь і поступ біології” (Львів, 12-15 травня, 2009 р.): мат. конф. – Львів, 2009. – Т. 1. – С. 43–44.
3. Білоіваненко С. О., Гаджий Н. О., Остапчук А. М., Іваниця В. О. Екологія та характеристика дріжджів прибережних вод острова Зміїний // XIII з'їзд Товариства мікробіологів України ім. С. М. Виноградського (Ялта, 1-6 жовтня, 2013 р.): тез. доп. – Ялта, 2013. – С. 149.
4. Бондаренко В. І., Задорожна В. І., Доан С. І. Роль морської води у поширенні ентеровірусних інфекцій // Вода і водоочисні технології. – 2002. – № 23. – С. 41–46.
5. Булавка Л. В., Бондаренко В. І., Задорожна В. І. та ін. Роль об'єктів довкілля у розповсюдженні ротавірусної інфекції // Довкілля та здоров'я. – 2002. – № 2. – С. 35–38.
6. Бургаз О. А., Верлан В. А., Тітяпкин А. С. Оцінка надходження забруднюючих речовин в Чорне море зі стоком річки Дунай // Молодий вчений. – 2017. – Т. 9, № 49. – С. 38–42.
7. Бургаз О. А., Верлан В. А., Тітяпкин А. С. Оцінка надходження забруднюючих речовин у Чорне море зі стоком головних річок // Науковий вісник Херсонського державного університету. Серія: Географічні науки. – 2018. – В. 8. – С. 164–168.
8. Бурдяня Н. В. Анаэробные бактерии перифитона бухты Артиллерийская (Севастополь, Черное море) // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2014. – В. 11. – С. 174–178.
9. Бухтіяров А. Є., Білоіваненко С. О., Лісютін Г. В., Гудзенко Т. В., Хитрова А. М., Іваниця В. О. Еколого-мікробіологічні дослідження прибережних вод острова Зміїний // XII з'їзд Товариства мікробіологів України ім. С. М. Виноградського

- (Ужгород, 25-30 травня, 2009 р.): тез. доп. – Ужгород: Патент, 2009. – С. 99.
10. Васильева Т. В., Иваница В. А., Панченко Н. Н., Васильева Н. Ю., Хачирова С. А. Оценка токсичности и мутагенности некоторых приоритетных компонентов загрязнения в бактериальной тест-системе *Salmonella typhimurium* TA 100 // Технические и системные методы экологического мониторинга. / Тр. Ин-та кибернетики НАН Украины. – 1998. – С. 64–68.
 11. Васильева Т. В., Панченко Н. Н., Васильева Н. Ю. Методика комплексной оценки токсичности и мутагенности в бактериальной и водорослевой тест-системах // Интеллектуальные информационно-аналитические системы и комплексы. – К.: Ин-т кибернетики им. В.М. Глушко НАН Украины, 2000. – С. 78–84.
 12. Васильева Н. Ю., Крилова К. Д., Кристоффенсен Й. Б., Дубровіна О. А., Іваниця В. О. Мікробна різноманітність прибережних вод Одеської затоки Чорного моря // Мікробіологія і біотехнологія. – 2018. – № 4. – С. 63–75.
 13. Васильева Н. Ю., Страшнова І. В., Васильєв М. А., Метеліцина І. П. Стійкість бактерій роду *Lactobacillus*, ізольованих з чорноморських губок, до антибіотиків, важких металів // Мікробіологія і біотехнологія. – 2019. – Т. 3, № 47. – С. 58–77.
 14. Васильева Н. Ю., Страшнова І. В., Басюл О. В., Ковтун І. О., Іваниця В. О. Стійкість до антибіотиків молочнокислих коків, ізольованих з чорноморських водоростей і мідій // Мікробіологія і біотехнологія. – 2020. – Т. 2, № 49. – С. 8–19.
 15. Вершинин А. О. Жизнь Черного моря. – М.: Макцентр, 2003. – 174 с.
 16. Гаркавая Г. П., Богатова Ю. И. Формирование качества воды прибрежной зоны Черного моря в условиях антропогенного воздействия // Управление и охрана побережий северо-западного Причерноморья (Одесса, 30 сентября-6 октября, 1996 г.): мат. межд. симпозиума. – Одесса: Астропринт, 1996. – С. 21–22.

17. Гончаров А. Ю. Гидрохимический режим и первичная продукция фитопланктона в районе аварийного выпуска сточных вод в Одесском заливе // Экология моря. – 2001. – В. 58. – С. 64–68.
18. Горшкова О. Г., Гудзенко Т. В., Бухтіяров А. Є. та ін. Виявлення аллохтонних вірусів в акваторії о. Зміїний // XII з'їзд Товариства мікробіологів України ім. С. М. Виноградського (Ужгород, 25-30 травня, 2009 р.): тез. доп. – Ужгород: Патент, 2009. – С. 428.
19. Горшкова О. Г., Самойленко Т. В., Яременко К. М. та ін. Алохтонні віруси морського середовища північно-західної частини Чорного моря // Збірник наукового товариства студентів, аспірантів та молодих вчених. Природничі науки. – Одеса: Південне мисливство, 2011. – С. 33–34.
20. Горшкова О. Г., Яременко К. М., Самойленко Т. В. Виявлення алохтонних вірусів у прибережних водах острова Зміїний // 5 Міжнародна конференція молодих науковців «Біологія: від молекули до біосфери» (Харків, 22-25 листопада, 2010 р.): мат. конф. – Харків: Оперативна поліграфія, 2010. – С. 446.
21. Горшкова О., Скоропуд О., Шулякова С. та ін. Біологічні властивості морських бактерій-деструкторів вуглеводнів нафти, виділених з акваторії о. Зміїний. // V Міжнародна наукова конференція студентів та аспірантів «Молодь та поступ біології» (Львів, 12-15 травня, 2009 р.): мат. конф. – Львів, 2009. – Т. 2. – С. 171.
22. Горшкова О. Г. Антагоністична і деструктивна активність морських бактерій // Мікробіологія і біотехнологія. – 2017. – Т. 4, № 40. – С. 65–75.
23. Горшкова О. Г., Волювач О. В., Молодіт О. В. та ін. Санітарно-мікробіологічні і вірусологічні дослідження морської води у рекреаційних зонах Чорноморського узбережжя // XIII Международная научно-практическая конференция «Новината за напреднали наука – 2017» (Софія, 15-22 май, 2017 г.): мат. конф. – Софія, 2017. – Т. 9. – С. 13-15.
24. Горшкова О. Г. Антагоністична активність бактерій, виділених із проб води Куяльника та ґрунту о. Зміїний // Актуальні

- питання розвитку біології та екології. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції (3–7 жовтня 2016 р., м. Вінниця, Україна). – Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2016. – С. 222-224.
25. Горшкова О. Г., Гудзенко Т. В., Волювач О. В. Біотехнологічні властивості штаму *Pseudomonas seracia* ONU-327 – деструктора фенольних і важкоокиснювальних сполук // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2017. – Т. 3, № 70. – С. 60–64.
 26. Горшкова О. Г., Гудзенко Т. В., Волювач О. В., Васильєва Н. Ю. Метал-акумулююча та деструктивна активність іммобілізованих бактерій в біотехнології очищення морської води // Вісник Харківського національного університету. Серія: біологія. – 2017. – В. 29. – С. 5–11.
 27. Горшкова О. Г., Гудзенко Т. В., Волювач О. В., Конуп І. П., Беляєва Т. О. Використання біологічно модифікованого синтетичного носія для очистки морської води за умов її багатофакторного забруднення // XV з'їзд товариства мікробіологів України ім. С. М. Виноградського (Одеса, 11-15 вересня, 2017 р.): тез. доп. – Одеса, 2017. – С. 257.
 28. Горшкова О. Г., Самофалов М. О. Розробка біотехнології очищення берегової зони о. Зміїний від вуглеводнів нафти // XIIth International scientific and practical conference daRostim 2016 “Biotechnology for agriculture and environmental protection” (Odessa, 07-10 September, 2016): proceedings. - Odessa, 2016 – P. 79–80.
 29. Губанов Е. П. Техногенное воздействие на экосистему Черного моря и его последствия // Рыбное хозяйство Украины.– 2005. – № 3–4 (38/39). – С. 14–18.
 30. Гудзенко Т. В., Волювач О. В., Бухтіяров А. Є., Конуп І. П., Беляєва Т. О., Лісютін Г. В. та ін. Оцінка нафтоокиснювальної активності мікроорганізмів, виділених із нафтозабруднених ґрунтів о. Зміїний // X Международная научно-практическая конференция «Ключевые проблемы современной науки – 2014» (София, 17-25 апреля, 2014 г.): мат. конф. – София, 2014. – Т. 12. – С. 47–49.

31. Гудзенко Т. В., Волювач О. В., Бухтіяров А. Є., Лісютін Г. В. та ін. Біодеструкція нафтових вуглеводнів ґрунтовими мікроорганізмами роду *Vacillus*, виділеними із ділянки нафтозабрудненого ґрунту о. Зміїний // X Международная научно-практическая конференция «Новости научной мысли – 2014» (София, 15-22 мая, 2014 г.): мат. конф. – София, 2014. – Т. 15. – С. 40–43.
32. Гудзенко Т. В., Волювач О. В., Конуп І. П., Беляєва Т. О., Бухтіяров А. Є., Лісютін Г. та ін. Дослідження нафтоокиснювальної активності, здатності продукувати біосурфактанти і антибіотикочутливості деяких мікроорганізмів, виділених із нафтозабруднених ґрунтів о. Зміїний // X Международная научно-практическая конференция «Тенденции современной науки – 2014» (Великобритания, 30.05-07.06, 2014 г.): мат. конф. – Великобритания, 2014. – С. 10–15.
33. Деньга Ю. М., Михайленко В. І., Олейнік Ю. В., Сафранов Т. А. Особливості забруднення деякими стійкими органічними полютантами морського середовища північно-західної частини Чорного моря // *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series: Ecology*. – 2020. – № 23. – С. 8–20.
34. Деньга Ю. М., Лисовский Р. И., Михайлов В. И. Нефтяное загрязнение в экосистемах Черного моря // *Екологічні проблеми Черного моря*. – Одеса: ЦНТПІОНІОА, 2003. – С. 123–134.
35. Дзюблик І. В., Обертинська О. В., Костенко І. Г. та ін. Поширення ротавірусів у водних об'єктах довкілля України // *Інфекційні хвороби*. – 2008. – № 4. – С. 38–43.
36. Доан С. І., Задорожна В. І., Бондаренко В. І. та ін. Порівняльна характеристика виділення ентеровірусів із води різного виду в Україні // *Довкілля та здоров'я*. – 2007. – № 4. – С. 38–41.
37. Елинская Н. А., Худченко Г. В., Иваница В. А. Биологические свойства *Cytophaga lytica*, выделенной из морской среды // *Научная конференция молодых ученых Одесского университета (Одесса, 22-23 сентября, 1989 г.): мат. конф.* – Одесса, 1989. – С.171–175.

38. Зайцев Ю. П. Сообщество микроорганизмов поровых вод песчаных пляжей Черного моря. Факты и гипотезы // Мікробіологія і біотехнологія. – 2008. – № 2. – С. 8–19.
39. Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины // Гидробиологический журнал. – 1992. – Т. 4, № 28. – С. 3–18.
40. Зайцев Ю. П., Александров Б. Г. Україна на сторожі екологічного здоров'я Чорного моря // Вісник НАН України. – 2018. – № 9. – С. 53–58.
41. Зайцев Ю. П., Александров Б. Г., Миничева Г. Г. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – Киев: Наукова думка, 2006. – 433 с.
42. Иваница В. А., Мединец В. И., Ковалева Н. В. Состояние микробных ценозов Черного моря на современном этапе // Международная конференция «Диагноз состояния морской среды Азово-Черноморского бассейна»: мат. конф. – Севастополь: НАН Украины, МГИ, 1994. – С. 55–60.
43. Иваница В. А. Скользящие бактерии порядков Muxobacterales и Cytophagales // Успехи микробиологии. – 1990. – № 24. – С. 65–87.
44. Иваница В. А., Худченко Г. В., Бурлака Т. В., Нгуен Тхи Тху Ха. Биологические особенности гетеротрофных бактерий Балтийского моря. – Одесса, 1995. – 25 с. – Деп. в ВИНТИ.
45. Иваница В. А., Худченко Г. В., Панченко Н. Н., Бухтияров А. Е., Мединец В. И. Микробиологические исследования прибрежных вод Черного моря на участке от устья Дуная до устья Днепра // Сборник научных трудов УкрЭНЦЕМ. – 1994. – В. 1. – С. 54–67.
46. Іваниця В. О. Стан та мінливість мікробних ценозів морських екосистем: дис. ... док. біол. наук: 03.00.07. – Київ, 1996.
47. Іваниця В. О. Стан і мінливість ценозів в умовах антропогенного забруднення прісноводних і морських екосистем // Мікробіологічний журнал. – 1994. – Т. 56, № 1. – С. 61–69.
48. Іваниця В. О., Васильєва Н. Ю., Лісютін Г. В., Бухтіяров А. Є., Гудзенко Т. В. Токсична і мутагена активність

- забруднення акваторії острова Зміїний // Мікробіологія і біотехнологія. – 2009. – № 2. – С. 36–42.
49. Іваниця В. О., Васильєва Т. В., Ржепішевська О. І., Дарієнко Г. І. Поширення і чисельність тіонових бактерій у Тилігульському і Григорьєвському лиманах // Вісник Одеського національного університету. Серія: Біологія. – 2001. – Т. 6, № 2. – С. 1119–122.
 50. Іваниця В. О., Гудзенко Т. В., Бухтіяров А. Є., Білоіваненко С. О., Волювач О. В., Андрющенко О. В. Нафтоокислювальна активність солетолерантних чорноморських бактерій і дріжджів // XIII з'їзд Товариства мікробіологів України ім. С. М. Виноградського (Ялта, 1-6 жовтня, 2013 р.): тез. доп. – Ялта, 2013. – С. 382.
 51. Іваниця В. О., Гудзенко Т. В., Горшкова О. Г., Волювач О. В., Конуп І. П., Беляєва Т. О. Комплексний препарат для ремедіації прибережної морської води та зони псамоконтуру від хімічних і біологічних забруднювачів // Збірник робіт наукових установ Одеського регіону – учасників конкурсу інноваційних проектів у 2015 р. – Одеса: ІНВАЦ, 2015. – В. 1. – С. 10–11.
 52. Іваниця В. О., Єлинська Н. О., Бугайцова Ж. А., Ворохова О. Л., Гомонюк В. В., Чердинцева Т. А. Екологія, біологічні властивості, таксономія і колекція гетеротрофних ковзних бактерій // Мікробіологічний журнал. – 1994. – Т. 56, № 1. – С. 114–115.
 53. Іваниця В. О., Штеніков М. Д., Остапчук А. М., Васильєва Н. Ю., Калиновський Й. Сіквенс геному *Bacillus pumilus* ONU 554, ізольованого з глибоководних донних відкладень Чорного моря // Мікробіологія і біотехнологія. – 2020. – № 3. – С. 46–57.
 54. Ільченко О. М., Самофалов М. О., Горшкова О. Г., Волювач О. В та ін. Сучасний екологічний стан рекреаційних зон Чорного моря // П'ятнадцята міжнародна науково-практична конференція «Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання» (Львів, 26-27 травня, 2016 р.): збір. наук. стат. – Львів:

- Національний університет “Львівська політехніка“, 2016 – С. 25–28.
55. Калініченко Є., Горшкова О., Скоропуд О., Шулякова С., Михайлова Г., Гудзенко Т. та ін. Деструктивна активність вуглеводнеокислюючих бактерій, виділених з ґрунту о. Зміїний // V Міжнародна наукова конференція студентів та аспірантів «Молодь та поступ біології» (Львів, 12-15 травня, 2009 р.): тез. конф. – Львів, 2009. – Т. 2. – С. 177.
 56. Ковалева Н. В., Серман А. И. Исследование современного состояния бактериопланктона Черного моря // Исследования экосистемы Черного моря / Под ред. В. И. Мединца. – Одесса: Ирэнполиграф, 1994. – С. 134–140.
 57. Ковальчук Л. Й., Мокиєнко А. В., Садкова А. Б. Характеристика захворюваності кишечними інфекціями населення українського придунав'я: к аналізу вкладу водного фактора // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2015. – № 1. – С. 36–45.
 58. Козішкурт О. В. Епідеміологічна характеристика та роль водного фактору в поширенні гепатиту А в м. Одесі: автореф. дис. ... канд. мед. наук: 14.02.02. – Київ, 2006. – 21 с.
 59. Коломієць А. Г., Гудзенко Т. В. Виявлення алохтонних вірусів у медичних стоках та морській воді Чорного моря // Сборник докладов ежегодной студенческой конференции, кружков и заседаний научного общества в 2017 г. – Одеса, ОНУ імені І. І. Мечникова, 2017. – С. 17.
 60. Кранга К. М., Васильєва Н. Ю., Страшнова І. В. Розподіл і мінливість чисельності гетеротрофних, коліформних і молочнокислих бактерій у воді і гідробіонтах Чорного моря // Вісник ОНУ. Серія: Біологія. – 2019. – Т. 24, в. 2 (45). – С. 113–125.
 61. Кузнецов А. В. Санитарная охрана моря от загрязнения судами в системе эпидемиологического надзора за карантинными инфекциями: автореф. дис. ... док. мед. наук. – Одеса, 2004 –16 с.
 62. Лісютін Г. В., Полюк К. В., Авер'янов Г. Ю., Білоіваненко С. О. та ін. Ліполітичні бактерії в прибережних водах

- острова Зміїний // IV Міжнародна науково-практична конференція “Проблеми фундаментальної і прикладної екології, екологічної геології та раціонального природокористування” (Кривий Ріг, 19-21 березня, 2009 р.): мат. конф. – Кривий Ріг: Видавничий дім, 2009. – С. 306–308.
63. Лісютін Г. В., Бухтіяров А. Є., Гудзенко Т. В., Іваниця В. О. Нафтоокиснювальні бактерії прибережних вод острова Зміїний // Міжнародна науково-практична конференція «Новітні досягнення біотехнології» (Київ, 21-22 жовтня, 2010 р.): мат. конф. – Київ: Мегапрінт, 2010. – С. 74–75.
64. Лісютін Г. В., Бухтіяров А. Є., Білоіваненко С. О., Пономарьова Л. П., Гудзенко Т. В., Іваниця В. О. Нафтове забруднення і гетеротрофна мікробіота акваторії острова Зміїний // Мікробіологія і біотехнологія. – 2009. – № 1. – С. 88–94.
65. Лысенко А. М., Бугайцова Ж. А., Иваниця В. А. Уровень гомологии ДНК некоторых видов рода *Cytophaga* // Микробиологический журнал. – 1995. – Т. – 57, № 3. – С. 48–53.
66. Мальований А. М., Ятчишин Й. Й., Мальований М. С. Оцінка факторів, що впливають на специфічну активність процесу анамокс // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». – 2010. – № 677. – С. 285–289.
67. Марієвський В. Ф. Вода - фактор ризику інфекційних захворювань // Інфекційні хвороби. – 2013. – № 4. – С. 66–69.
68. Методичні вказівки. МВ 10.2.1-113-2005. Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води, затверджені наказом МОЗ від 03.02.2005 № 60. – Київ: МОЗ України, 2005.
69. Методичні вказівки. Санітарно-вірусологічний контроль водних об’єктів, затверджені наказом МОЗ від 03.05.2007 № 284. – К.: МОЗ України, 2007. – 72 с.
70. Методичні рекомендації МР 10.10.2.1-137-2007. Застосування тестових наборів COLILERT-18 для санітарно-бактеріологічного контролю якості води, затверджені наказом МОЗ від 24.01.2007 № 24. – К.: МОЗ України, 2007.
71. Методичні рекомендації МР 10.10.2.1-155-2008. Визначення найбільш вірогідного числа мікроорганізмів у воді з використанням тестів діагностичних Quanti-Disk та SimPlate,

- затверджені наказом МОЗ від 14.03.2008 № 138. – К.: МОЗ України, 2008.
72. Мокиенко А. В., Петренко Н. Ф., Засыпка Л. И. Гигиеническая оценка загрязнения вирусами водных объектов и питьевой воды в Одесской области. Сообщение первое: энтеровирусы // Профилактична медицина. – 2010. – № 1. – С. 41–46.
 73. Мокиенко А. В., Петренко Н. Ф., Полищук А. А. та ін. Водопользование Одесской области: к анализу рисков загрязнения вирусами водных объектов и питьевой воды // Актуальные проблемы транспортной медицины. – 2009. – Т. 1, № 15. – С.136–145.
 74. Мокієнко А. В., Ніколенко С. І., Пушкіна В. О. та ін. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану та біологічної контамінації пелоїдів причорноморських лиманів // Медичні перспективи. – 2012. – Т. 17, № 1. – С. 143–147.
 75. Надворный Н. Н., Колоденко В. А., Засыпка Л. И. Эколого-гигиеническая оценка морских вод. – Одесса: Одесский облисполком, 1994. – 181 с.
 76. Никитина О. Г., Максимов В. Н., Булгаков Н. Г., Никитин Н. Е. Биоэстимация – новый метод контроля процесса очищения воды и его сравнение с биоиндикацией // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36, № 4. – С. 475–480.
 77. Николенко С. И., Иваница В. А. Использование миксобактерий в качестве индикаторов сельскохозяйственного загрязнения природных ресурсов. // Медицинская реабилитация, реабилитация, физиотерапия. – 1995. – № 1. – С. 53–55.
 78. Нідялкова Н. А., Дімова М. І. Стабільність протеолітичного ферменту бактерії, виділеної з акваторії острова Зміїний // ІХ наукова конференція молодих вчених «Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві» (Чернігів, 26-27 листопада, 2013 р.): тез. конф. – Чернігів: ЧГУ, 2013. – С. 26.
 79. Новіков Ю. В., Ластівчина К. О., Болдина З. Н. Методи дослідження якості води водойм. – М.: Медицина, 1990. – С. 74–82.

80. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов, утвержденный Главрыбводоом Минрыбхоза СССР от 09.08.1990 г. № 12-04-11. – М., 1990.
81. Павловська М. О., Соломенко Л. І., Прекрасна Є. П., Дикий Є. О. Вплив ксенобіотиків на якісний склад прокаріот водної екосистеми Чорного моря // Біологічні системи: теорія та інновації. – 2020. – Т. 11, № 1. – С. 50–59.
82. Полюк К., Авер'янов Г., Білоіваненко С., Єгорова М., Лісютін Г., Бухтіяров А. Розповсюдження бактерій, що окиснюють фенол в прибережних водах острова Зміїний // V Міжнародна конференція студентів та аспірантів “Молодь і поступ біології” (Львів, 12-15 травня, 2009 р.): мат. конф. – Львів, 2009. – Т. 1. – С. 94–95.
83. Рахімова О. Л., Іваниця В. О. Екологія міксобактерій південно-західної України // Вісник Одеського національного університету. Серія: Біологія. – 2001. – Т. 6, в. 2. – С. 229–231.
84. Рубцова С. И. Гетеротрофные бактерии – показатели загрязнения и самоочищения морской среды // Экология моря. – 2002. – В. 62. – С.81–85.
85. Рылькова О. А, Гулин С. Б, Пименов Н. В. Определение общей численности микроорганизмов в донных осадках черного моря методом проточной цитометрии // Микробиология. – 2019. – Т. 88, № 6. – С. 685–694.
86. Сминтина В. А., Іваниця В. О., Гудзенко Т. В. та ін. Остров Зміїний. Рослинний і тваринний світ: монографія. – Одеса: Астропринт, 2008. – 182 с.
87. Смирнова Л. Л. Микробиологические методы при экологическом мониторинге донных отложений Черноморского шельфа // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу. – 2013. – В. 27. – С. 422–430.
88. Смірнова Л. Л. Мікробіота морських донних нашарувань як індикатор їх забруднення залишками хімічних отруйних речовин // Наукові записки Тернопільського національного

- педагогічного університету. Серія: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2010. – Т. 3, № 44. – С. 247–250.
89. Степанова О. А. Экология аллохтонных вирусов Черного моря. – Севастополь: ЭКСПРЕСС ПЕЧАТЬ, 2004. – 307 с.
 90. Страшнова І. В., Ковтун І. О., Коротаєва Н. В. Характеристика молочнокислих бактерій губок Чорного моря // Мікробіологія і біотехнологія. – 2020. – № 1. – С. 79–94.
 91. Теплинская Н. Г. Тенденции изменений качественного состава сапрофитного бактериопланктона и бентоса северо-западной части Черного моря под влиянием эвтрофирования // Итоги науки и техники. Серия: Микробиология. – М., 1995. – Т. 31. – С. 12–19.
 92. Теплинская Н. Г., Ковалева Н. В. Бактерии пелагиали и бентали. 2.5. Бактериальное загрязнение // Северо-западная часть Чёрного моря: (биология и экология) / Под ред. Ю. П. Зайцева и др. – К: Наук. думка, 2006. – С. 164–174.
 93. Теплинская Н. Г., Нидзвецкая Л. М. Микробиологическая характеристика Придунайского взморья в районе строительства судового хода Дунай – Черное море // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: зб. наук. праць. – 2007. – В. 15. – С. 567–574.
 94. Теплинская Н. Г., Нижегородова Л. Е., Нидзвецкая Л. М. Численность и распределение сапрофитных бактерий и бактерий ГКП в воде Одесского залива и сопредельной акватории // Микробиологический журнал. – 1993. – Т. 55, в. 3. – С. 7–11.
 95. Тропівська Г. Г., Нідзвецька Л. М. Санітарно-мікробіологічна оцінка якості донних відкладень Хаджибейського лиману та Одеської затоки в умовах скидання стічних вод // Вісник ОНУ. Серія: Біологія. – 2018. – Т. 23, в. 1 (42). – С. 55–66.
 96. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю. Ю. Лурье. – М.: Химия, 1971. – 400 с.
 97. Фролов А. Ф., Задорожна В. І., Доан С. І. Вода як фактор передачі вірусних інфекцій // Актуальні проблеми транспортної медицини. – 2006. – № 1. – С. 65–69.

98. Цыбань А. В., Иваница В. А., Худченко Г. В., Панов Г. В., Баринова С. П. Таксономический состав гетеротрофных бактерий // Исследование экосистемы Берингова и Чукотского морей / Под ред. Ю. А. Израэля, А. В. Цыбань. – С.-П.: Гидрометеоиздат, 1992. – С. 166–171.
99. Чабан М. М., Гудзенко Т. В. Виявлення анамокс бактерій у стічних водах фармацевтичного виробництва // Мікробіологія і біотехнологія. – 2019. – Т. 1, № 45. – С. 48–55.
100. Штеніков М. Д., Остапчук А. М., Іваниця В. О. Склад жирних кислот, амінокислот та моноцукридів бактерій роду *Vacillus*, виділених з донних відкладень Чорного моря // Мікробіологія і біотехнологія. – 2020. – №1. – С. 20–31.
101. Akdemir T., Dalgic G. The impact of the marine sewage outfalls on the sediment quality: The Black Sea and the Marmara case // Saudi journal of biological sciences. – 2021. – V. 28, № 1. – P. 238–246.
102. Ames B. N., Lee W., Duurston E. An improved bacterial test sistem for the detection and classification mutagens and cancerogens // Prog. Natil. Acad Sci. USA. – 1970. – V. 70, № 7. – P. 782–795.
103. Ames B. N. The detection of chemical mutagens with bacteria // Chemical mutagens: Principles and Methods for their Detection / Ed. A. Hollaender. – 1971. – № 1. – P. 267–282.
104. Barbara L. Monitoring of Genotoxicity in Drinking Water Using in vitro Comet Assay and Ames Test /Barbara Lah, Brigita Žinko, Mojca Narat, Romana Marinšek-Logara // Food Technology and Biotechnology. – 2005. – V. 43, № 2. – P. 139–146.
105. Barbara L. Genotoxicity Detection in Drinking Water by Ames Test, Zimmermann Test and Comet Assay,/ Barbara Lah, Brigita Žinko, Tatjana Tišler, Romana Marinšek-Logara // Acta Chimica Slovenica. – 2005. – V.5 2. – P. 341–348.
106. Boran Muhammet, Karacam Hkmet, Celikkale, Salih M., Kose Sevim, Feyzioglu Muzaffer, Kutlu Sebahattin. Levels of heavy metals in blue whiting caught from the eastern Black sea area of Turkey // Toxicological and Environmental Chemistry. – 2000. – V. 75, № 1–2. – P. 67–73.

107. Buchvarov G., Kirin D., Kuzmanov N. Contents of heavy metals (Pb, Cu, Zn) in some species of fishes from the Bulgarian Black Sea coast // *Journal of Environmental Protection and Ecology*. – 2003. – V. 4, № 2. – P. 365–370.
108. Biloivanenko S., Ivanytsya V., Bukhtiyarov A., Lisyutin G. Study of yeast biota of coastal surface waters oа Zmiinyy island: ecological and microbiological aspects // 3nd Ukrainian-Polish Weigl Conference “Microbiology on service for human” (Odesa, September, 2009): abstract. – Odesa, 2009. – P. 33–34.
109. Chasovnikov V. K., Chjoo V. P., Ocherednik O. A., Maryasova E. S. Evaluation of the Lever of Technogenic Pollution in the Coastal Zone of the Black Sea near Gelendzhik // *Marine Chemistry*. – 2016. – V. 56, № 1. – P. 76–80.
110. Chen H., Jin R. Summary of the preservation techniques and the evolution of the anammox bacteria characteristics during preservation // *Applied Microbiology and Biotechnology*. – 2017. – V. 101, № 11. – P. 4349–4362.
111. Chiriac F. L., Pirvu F., Paun I. Investigation of endocrine disruptor pollutants and their metabolites along the Romanian Black Sea Coast: Occurrence, distribution and risk assessment // *Environmental toxicology and pharmacology*. – 2021. – V. 86, № 103673. – P. 22–39.
112. Dapena-Mora A. Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR // *Journal of Biotechnology*. – 2004. – V. 110. – P. 159–170.
113. Dinc B., Celebi A., Avaz G., Canl O., Guzel B., Eren B., Yetis U. Spatial distribution and source identification of persistent organic pollutants in the sediments of the Yesilirmak River and coastal area in the Black Sea // *Marine pollution bulletin*. – 2021. – V. 172, № 112884. – P. 25–39.
114. Fajardo-Cavazos P., Maughan H., Nicholson W. L. Evolution in the Bacillaceae // *Microbiol. Spectrum*. – 2014. – V. 2, № 5. – P. 221–240.
115. Ghiglione J. F., Mevel G., Pujó-Pay M., Mousseau L., Lebaron P., Goutx M. Diel and Seasonal Variations in Abundance, Activity, and Community Structure of Particle-Attached and

- Free-Living Bacteria in NW Mediterranean Sea // *Microbial Ecology*. – 2007. – V. 54, № 2. – P. 217–231.
116. Ghinsberg R. C., Bar Dov L., Rogol M., Sheinberg Y., Nitzan Y. Monitoring of selected bacteria and fungi in sand and sea water along the Tel Aviv coast // *Microbios*. – 1994. – V. 77, № 310. – P. 29–40.
 117. Ivanitsa V. A., Khudchenko G. V., Buchtiarov A. E., Medinets V. I. Ecology-microbiological monitoring of coastal waters in north-western part of the Blac Sea. // *Blac Sea Regional Conference on Environment protection Technologies for coastal areas. Union of Scientists in Bulgaria: abstract, 1995*, – P. 79–86.
 118. Kartal B. Anammox Biochemistry: a Tale of Heme c Proteins – A review // *Cell Press*. – 2016. – № 41. – P. 998–1011.
 119. Kocamemi B. A., Dityapak D. Anammox start-up strategies: the use of local mixed activated sludge seed versus Anammoxseed // *Water Science & Technology*. – 2018. – V. 78, № 9. – P. 1901–1915.
 120. Kolodiazieva A., Plokhinova K., Isakova N., Kara M., Uzhakova N., Gorshkova O. Rotavirus distribution in medical wastewater and seawater of the Black sea coast in Odesa water // *Modern Problems of Biology, Biotechnology, Biomedicine: materials of young scientists of the International Summer School Conference «Biology, Biotechnology, Biomedicine» (Odesa, 29 June - 10 July 2020): abstract*. – Odesa, 2020. – P. 41–43.
 121. Logan N. A., De Vos P. *Bacillus* // *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria* / Ed. W. B. Whitman. – John Wiley & Sons, Inc, 2015. – P. 1–164.
 122. Mandic-Mulec I., Stefanic P., van Elsas J. D. Ecology of Bacillaceae // *Microbiology Spectrum*. – 2015. – V. 3, № 1. – C. 1–24.
 123. Mironov O. A., Mironov O. G. Current level of oil hydrocarbons in Russian coastal waters of the Black Sea and Azov Sea // *South of Russia-ecology development*. – 2020. – V. 15, № 3. – P. 77–85.
 124. Nicholson W. L. Resistance of Bacillus Endospores to Extreme Terrestrial and Extraterrestrial Environments // *Microbiology and Molecular Biology Reviews* – 2000. – V. 64, № 3. – P. 548–572.

125. Ohe T., Watanabe T., Wakabayashi K. Mutagens in surface waters: a review // *Mutation Research.*– 2004.– V. 567, № 2–3. – P. 109–149.
126. Ozgun D. Current molecular biologic techniques for anaerobic ammonium oxidizing (ANAMMOX) bacteria // *Sixteenth International Water Technology Conference (Istanbul, 2012): abstract.* – Istanbul: IWTC, 2012.
127. Park J. H., Kang K. S., Lee Y. S. Mutagenicity of water samples from five cities in Korea // *Journal of Veterinary Medical Science.* – 2001. – V. 63, № 7. – P. 767–771.
128. Quantitative and Qualitative Aspects of Sandy Sediment Microbiota On the Romanian Black Sea Littoral: Theoretical and Applicative Significance LAP LAMBERT // *Academic Publishing,* 2017.
129. Schmid M. Molecular Evidence for Genus Level Diversity of Bacteria Capable of Catalyzing Anaerobic Ammonium Oxidation // *System Appl Microbiol.* – 2000. – № 23. – P. 93–106.
130. Simionov I. A., Cristea D. S., Petrea S. M., Mogodan A., Nicorara M., Plavan G. et al. Preliminary investigation of lower Danube pollution caused by potentially toxic metals // *Chemosphere.* – 2020. – V. 264, №128496.
131. Simsek A., Ozkoc H. B., Bakan G. Environmental, ecological and human health risk assessment of heavy metals in sediments at Samsun-Tekkekoy, North of Turkey // *Environmental science and pollution research.* – 2021. – V. 29. – P. 1–16.
132. Soloviova O. V., Tikhonova E. A., Mironov O. A., Alyomova T. E. Origin of hydrocarbons in the water of the river-sea mixing zone: A case study from the Chernaya River – The Sevastopol bay, Black Sea // *Regional studies in marine science.* – 2021. – V. 45. – №101870.
133. Tsyban A. V., Panov G. V., Ivanitsa V. A., Khudchenko G. V. Taxonomic Composition of heterotrophic bacteria // *Third Joint US-USSR Bering and Chukchi Seas Expedition (BERPAC) (summer, 1988): results* / Ed. P. A. Na-gel – US Fish and Wild life Service, Washington, D.C., 1992. – P. 87–90.
134. Vargas V. M. F., Motta V. E. P., Henriques J. A. P. Mutagenic activity detected by the Ames test in river water under the influ-

- ence of petrochemical industries // *Mutation Research/Genetic Toxicology*. – 1993. – V. 319, № 1. – P. 31–45.
135. Vasiliu D., Bucse A., Lupascu N., Ispas B., Gheablau C., Stanescu I. Assessment of the metal pollution in surface sediments of coastal Tasaul Lake (Romania) // *Environmental monitoring and assessment*. – 2020. – V. 12. – P. 1–16.
 136. Wijsman J. W. M., Herman P. M. J., Gomoin M.-T. Special distribution in sediment characteristics and benthic activity on northwestern Black Sea shelf // *Mar. Ecology Progr. Series*. – 1999.– 119 p.
 137. Zaitsev Y. A key role of sandy beaches in the marine environment. Black Sea // *Mediterranean Environment*. – 2012. – V. 18, № 2. – C. 114–127.
 138. Zaitsev Y. *An Introduction to the Black Sea Ecology*. - Odessa: Smil Edition and Publishing Agency ltd., 2008. – 228 p.
 139. Zhang L., Okabe S. Rapid cultivation of free-living planktonic anammox cells // *Water Research*. – 2017. – № 127. – P. 204–210.
 140. Zhang Z., Liu S. Hot topics and application trends of the anammox biotechnology: a review by bibliometric analysis // *Springer Plus*. – 2014. – № 3. – P. 220.
 141. Zhu G., Wang S. Resuscitation of anammox bacteria after >10,000 years of dormancy // *The ISME Journal*. – 2019. – V. 13. – P. 1098–1109.